



Universidad de Carabobo  
Facultad Experimental de Ciencias y Tecnología  
Departamento de Biología



**Trabajo Especial de Grado**

**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD ECOLÓGICA DEL RÍO TIRGUA  
(EDO.COJEDES, VENEZUELA) MEDIANTE EL USO DE  
MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS**

Trabajo Especial de Grado  
presentado ante la ilustre Universidad de Carabobo  
Como requisito obligatorio para optar al título de Licenciada en Biología

Presentado por:  
Br. Aura María Jiménez Jiménez

Bajo la tutoría de:  
MSc. Belkys Pérez

Naguanagua, septiembre 2016.



UNIVERSIDAD DE CARABOBO  
FACULTAD EXPERIMENTAL DE CIENCIAS Y TECNOLOGÍA  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA



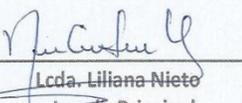
## ACTA

Mediante la presente se deja constancia que el (la) **Br. Aura Jiménez**, Cédula de Identidad N° **20.314.729**, presentó ante el Jurado aprobado por el Consejo de Departamento de Biología de la Facultad Experimental de Ciencias y Tecnología (FACYT) de la Universidad de Carabobo, su Trabajo Especial de Grado (T.E.G.), titulado: **"Evaluación de la calidad ecológica del río tigua (Edo. Cojedes, Venezuela) mediante el uso de macroinvertebrados bentónicos"**, en concordancia con los artículos 16, 17, 18 y 19 de las Normas de Interés Estudiantil. El jurado evaluador consideró que, luego de haber aprobado dicho trabajo el (la) bachiller cumple con los méritos académicos necesarios para obtener el Título de Licenciado en Biología.

En Valencia, a los ventiocho días del mes de Septiembre del año dos mil dieciseis.

  
Prof. Belkys Pérez  
Tutora

  
Prof. Carmen Andara  
Jurado Principal

  
Lcda. Liliana Nieto  
Jurado Principal



## TABLA DE CONTENIDO

ÍNDICE DE FIGURAS .....	4
ÍNDICE DE TABLAS .....	5
RESUMEN .....	6
INTRODUCCIÓN .....	7
<i>Objetivo General</i> .....	13
<i>Objetivos Específicos</i> .....	13
MARCO METODOLÓGICO .....	14
Área de estudio .....	14
Descripción del hábitat ribereño mediante la planilla EPA modificada de Barbour <i>et al.</i> , (1999).....	16
Caracterización ambiental y microbiológica del río Tirgua (Edo. Cojedes, Venezuela). .....	16
Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del río Tirgua y su composición a lo largo del gradiente longitudinal. ....	19
Calidad del agua en función de los índices bióticos .....	21
Clasificación de los sitios evaluados en el gradiente según su calidad ecológica. ....	21
RESULTADOS.....	22
Descripción del hábitat ribereño mediante la planilla EPA modificada de Barbour <i>et al.</i> , (1999).....	22
Caracterización ambiental y microbiológica del río Tirgua (Edo. Cojedes, Venezuela) .....	25
Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del río Tirgua y su composición a lo largo del gradiente longitudinal. ....	27
Calidad del agua en función de los índices bióticos .....	41
Clasificación de los sitios evaluados en el gradiente según su calidad ecológica. ....	44
DISCUSIÓN .....	47
CONCLUSIONES.....	52
RECOMENDACIONES.....	53
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	54
ANEXOS.....	58

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Ubicación relativa del río Tirgua y estaciones de muestreo (E) consideradas en el estudio. Fuente: Google maps, 2016.....	15
<b>Figura 2.</b> Esquema del método de muestreo utilizado. ....	18
<b>Figura 3.</b> Fotografías de las estaciones de muestreo con vistas laterales y frontales...	24
<b>Figura 4.</b> Número y frecuencia (porcentaje) de familias de macroinvertebrados bentónicos encontradas en las estaciones de muestreo en el río Tirgua.....	28
<b>Figura 5.</b> Abundancia relativa promedio de las familias recolectadas a lo largo del gradiente longitudinal del río Tirgua. ....	29
<b>Figura 6.</b> Proporción de taxa en las distintas estaciones de muestreo del río Tirgua.	30
<b>Figura 7.</b> Distribución de las estaciones de muestreo (E) según el ACP. El grupo 1 concentra las estaciones ubicadas aguas arriba (Aar) de la ciudad de San Carlos, mientras que el grupo 2 a las que se encuentran aguas abajo (Aab). ....	33
<b>Figura 8.</b> Diagrama de caja para la comparación de grupos 1 (Aar), 2 (Aab) y E2 de estaciones del río Tirgua, identificados por ANOSIM .....	35
<b>Figura 9.</b> Comparación de los grupos a través de los descriptores univariados ambientales y microbiológicos mediante diagrama de cajas. Letras diferentes implican diferencia significativa ( $p < 0.05$ ). ....	36
<b>Figura 10.</b> Comparación de los grupos identificados por ANOSIM a través de los atributos biológicos univariados mediante diagrama de cajas. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ). ....	39
<b>Figura 11.</b> Comparación de las estaciones del río Tirgua de acuerdo la temperatura y concentración de oxígeno disuelto a través de diagrama de cajas. ....	41
<b>Figura 12.</b> Comparación de estaciones de acuerdo la abundancia de coliformes totales y fecales en las estaciones del río Tirgua a través de diagrama de cajas. ....	42
<b>Figura 13.</b> Comparación de estaciones del río Tirgua de acuerdo a la riqueza de familias a través de diagrama de cajas. ....	43
<b>Figura 14.</b> Comparación de estaciones de acuerdo a la riqueza de familias a través de diagrama de cajas. ....	44

**Figura 15.** Clasificación de los tramos a lo largo del gradiente longitudinal según la coloración de las categorías de calidad. Azul: calidad alta, verde: calidad buena, amarilla: calidad media, y naranja: calidad escasa. .... 46

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla I.</b> Localización, altura, y distancia entre las estaciones de muestreo en el río Tirgua. ....	15
<b>Tabla II.</b> Descripción de las estaciones de muestreo del río Tirgua (Edo. Cojedes, Venezuela) según la planilla de calidad del Hábitat modificada de Barbour et al. (1999). ....	23
<b>Tabla III.</b> Valores promedio de las variables ambientales y microbiológicas en el río Tirgua. ....	26
<b>Tabla IV.</b> Valores promedio de las variables ambientales y microbiológicas en cada estación de muestreo en el río Tirgua. ....	27
<b>Tabla V.</b> Valores de correlación de las variables con el primer y segundo componente. ....	31
<b>Tabla VI.</b> Correlaciones ( $p < 0.05$ ) entre variables ambientales, microbiológicas y de macroinvertebrados bentónicos. Celdas sombreadas indican correlación y entre paréntesis si la relación es positiva o negativa. ....	34
<b>Tabla VII.</b> Clasificación de las estaciones de muestreo del río Tirgua según el Cociente de Calidad ambiental (CCA). ....	45

## RESUMEN

Los macroinvertebrados bentónicos son considerados una buena herramienta de evaluación de la calidad ecológica de las aguas corrientes, ya que son susceptibles a cambios en su entorno. El objetivo de esta investigación fue evaluar la calidad ecológica del Río Tirgua (Edo. Cojedes, Venezuela) a lo largo del gradiente longitudinal mediante el uso de macroinvertebrados. Para ello se tomaron en cuenta ocho estaciones de muestreo, las primeras cinco en la parte alta del gradiente y por encima de la ciudad de San Carlos (Ed. Cojedes, Venezuela), y las demás por debajo de esta zona. En cada estación se caracterizó la calidad del hábitat mediante la planilla EPA modificada de Barbour *et al.* (1999) y se midieron *in situ* parámetros fisicoquímicos (temperatura, concentración de oxígeno disuelto, porcentaje de oxígeno disuelto, conductividad) y microbiológicos (coliformes totales y fecales). Las muestras de macroinvertebrados se recolectaron de distintos hábitats del río usando una malla D-Frame. Se calcularon atributos univariados de abundancia relativa de familias, riqueza de familias, diversidad e índice BMWP/Col. Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) con las variables más relevantes y una matriz de correlaciones. Para comparar entre estaciones se hicieron análisis univariados. Por último se comparó lo obtenido por el ordenamiento del ACP con respecto al cociente de calidad ambiental, una medida modificada del BMWP/Col. El número total de individuos fue de 9868 individuos distribuidos en 3 phyla, 6 clases, 13 órdenes y 36 familias. La clase Insecta fue la más representativa con un total de 8580 organismos (86,9% del total). El primer componente del ACP absorbió el 48.508% de la varianza total y separó a las estaciones en dos grupos (aguas arriba y aguas debajo de la ciudad de San Carlos), la estación 2 compartió características con ambos grupos. Los resultados del ACP y de la matriz de correlaciones revelaron relaciones inversas entre la temperatura y concentración de oxígeno disuelto, estas a su vez, se relacionaron positivamente con la abundancia de coliformes, Hydrobiidae y Glossiphoniidae, y negativamente con la riqueza y el índice BMWP/Col. El ACP mostró un patrón de ordenamiento relacionado a un gradiente de calidad ecológica. La cercanía de los puntos a la ciudad de San Carlos y la descarga de aguas residuales en la última estación mostraron un desmejoramiento en su calidad, lo cual se traduce en altas temperaturas, bajos niveles de oxígeno, abundancia de coliformes, Hydrobiidae y Glossiphoniidae. La riqueza disminuyó aguas abajo al igual que índice BMWP/Col. Los resultados obtenidos con el Cociente de Calidad Ambiental afirman los resultados del ACP. Diversas investigaciones refuerzan el hecho de que la cercanía a centros poblados tiene un impacto negativo sobre la calidad del agua. Palabras clave: Bioindicador, macroinvertebrados bentónicos, índice BMWP/Col.

## INTRODUCCIÓN

Los ríos o ecosistemas lóticos representan sólo el 0,0001% del agua dulce del planeta, cumplen un papel fundamental en el ciclo del agua, transporte de nutrientes e intercambio de energía acuático/terrestre, albergando una amplia variedad de organismos (Allan y Castillo, 2007). De igual forma, sirven de recurso a los demás seres vivos que habitan en sus alrededores, entre ellos el hombre. El aumento de la población humana, la implementación de políticas inadecuadas y el mal ordenamiento territorial, han provocado la sobreexplotación y deterioro de estos ecosistemas a nivel biótico, fisicoquímico, morfológico y morfométrico, debido principalmente al ingreso de contaminantes orgánicos e inorgánicos, enriquecimiento de nutrientes, tala de bosques rivereños, canalización y regulación de los cauces, actividad minera, entre otros. Como consecuencia de este acelerado deterioro se ha hecho necesario el uso de sistemas y metodologías que permitan medir la velocidad y severidad del impacto antrópico sobre estos cuerpos de agua (Abarca, 2007; Alonso y Camargo, 2005). Con el fin de hacer diagnósticos relacionados con calidad ecológica se ha acostumbrado el empleo de parámetros fisicoquímicos como métodos de evaluación estandarizados, lo cual permite predecir en cierta medida el grado de contaminación y el tipo de contaminante vertido (Roldán, 1999; Alba-Tercedor, 1996). Sin embargo, debido a que los ríos son cursos de aguas corrientes, estas pruebas puntuales sólo proporcionan información transitoria, además de que su aplicación prolongada implica un alto costo (Legarda *et al.*, 2009; Alba-Tercedor, 1996).

Tomando en cuenta que la estructura de las comunidades bióticas rivereñas está sujeta no sólo a factores fisicoquímicos, sino al efecto de muchos otros factores ambientales, se ha propuesto como alternativa, el uso de bioindicadores como parámetro integrador. Rosemberg y Resh (1993) definieron el concepto de bioindicador como “especie (o ensamble de especies) que poseen requerimientos particulares con relación a uno o a un conjunto de variables físicas o químicas, tal

que los cambios de presencia/ausencia, número, morfología o de conducta de esa especie en particular, indiquen que las variables físicas o químicas consideradas, se encuentran cerca de sus límites de tolerancia”. En definitiva, la bioindicación o bioevaluación se basa en el hecho de que los organismos dependen estrechamente de los factores ambientales, de manera que distintos niveles de perturbación suponen cambios proporcionales en uno o más atributos de la biota. Así, la presencia o ausencia de ciertos grupos taxonómicos y la manera en la cual se ensambla la comunidad, dependerá de sus niveles de tolerancia a perturbaciones ambientales (Segnini *et al.*, 2009; Alonso y Camargo, 2005).

Los métodos de bioindicación se han ido refinando con el paso del tiempo (Gamboa *et al.*, 2008; Roldán, 1999). En el año 1995 Resh *et al.* propusieron un método de evaluación rápida a través del uso de macroinvertebrados bentónicos (Roldán, 1999). Estos abarcan a todos aquellos organismos mayores a los 0,2 mm que viven en el bentos (Segnini *et al.*, 2009). Su aplicación ofrece las siguientes ventajas: Son de amplia distribución y diversidad (Carvacho, 2012), tienen ciclos de vida corto pero aun así lo suficientemente prolongados como para develar contaminaciones crónicas y puntuales (Roldán, 1999), su naturaleza sedentaria los hace fáciles de capturar, son susceptibles a contaminantes orgánicos (Echeverría y Marreno, 2012), y por último, son de bajo costo desde el punto de vista metodológico (Figueroa *et al.*, 2003). Por otro lado, tienen en su contra la dificultad de estandarización y cuantificación, así como también baja sensibilidad temporal.

Roldán (2003) ha realizado distintas investigaciones respecto al uso de macroinvertebrados bentónicos, en este sentido, este autor señala que variables como la riqueza, diversidad y equidad aportan información acerca de la calidad ecológica de los ríos. A propósito de esto, es común encontrar una mayor riqueza y equidad en ríos poco intervenidos; y por el contrario, una disminución en el número de taxa y dominancia de cierto tipo de macroinvertebrados puede dar indicios de

afectación. En cuanto a la composición de la comunidad, la dominancia de órdenes como Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, y en menor proporción Odonata, Coleoptera, Hemiptera, Diptera y otros grupos menores en bajas proporciones es característica de aguas oligotróficas, transparentes y bien oxigenadas. En caso contrario, aguas con alto contenido de materia orgánica, turbias, y poco oxigenas son propicias para la proliferación de órdenes como Oligochaeta, Chironomidae, y ciertos molucos, aunque a veces pueden encontrarse algunos indicadores de aguas limpias en muy bajas proporciones. Otro arreglo se observa también en el caso de situaciones intermedias, en donde el ecosistema acuático empieza a mostrar signos de contaminación, o por el contrario, se está recuperando de una perturbación. En este escenario es más común encontrar poblaciones dominantes de turbelarios, hirudíneos, ciertos moluscos, quironómidos y oligoquetos, mezclados con unos pocos efemerópteros y tricópteros. Este patrón ha sido confirmado por distintas investigaciones (Álvarez y Pérez (2007); Echeverría y Barreno (2012); Segnini *et al.* (2009); Graterol *et al.* (2006); Figueroa *et al.* (2003).

Además del estudio de la composición comunitaria a través de métricas univariadas como abundancia relativa, riqueza, diversidad, entre otros, en estudios de evaluación es usual el empleo de índices bióticos, dentro de los cuales destaca el BMWP/Col. Este índice es una adaptación del Iberic Biological Monitoring Working Party (IBMWP) (Alba-Tercedor, 1996). Fue modificado por Roldán en el año 2003 para ser aplicado en ríos Colombianos y toma en cuenta los intervalos de tolerancia de las distintas familias de macroinvertebrados bentónicos. Establece una escala del 1 al 10, donde 1 representa las familias con el más amplio intervalo de tolerancia y 10 corresponde a las familias con los intervalos más estrechos de tolerancia. Entonces, familias con altas ponderaciones son consideradas buenas bioindicadoras y su presencia supone una buena calidad ecológica. La sumatoria de todos los índices asignados a cada familia da como resultado el BMWP/Col total para un tramo

específico del río, lo que permite clasificarlo en categorías según la escala de calidad (Roldán, 2003).

A pesar de que las metodologías de bioevaluación con macroinvertebrados bentónicos son incipientes en Venezuela, en otros países del mundo son usadas con regularidad por ser consideradas herramientas útiles para detectar contaminación de tipo orgánica (Echeverría y Marrero, 2012). En países europeos, Estados Unidos y Australia el uso de esta metodología es de vieja data en comparación con países latinoamericanos. No obstante, existen diversos trabajos realizados en Latinoamérica que han demostrado la funcionalidad de los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. Miserendino *et al.* (2008), evaluaron el impacto de asentamientos humanos sobre la calidad del agua en ríos de la Patagonia en Argentina utilizando las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Aplicaron dos índices bióticos adaptados para la región, el IAP (Índice Andino Patagónico) y el BMPS (Biotic Monitoring Patagonian Streams) y obtuvieron como resultados, que la degradación de los hábitats acuáticos fue causada por la presencia de urbanizaciones en las cercanías de los ríos, lo que puede estar relacionado a un aumento en los sedimentos y nutrientes, los cuales fueron reflejados en los resultados por los índices.

Pompeu y Bernardo (2005) por su parte, estudiaron el efecto de los conjuntos residenciales sobre la biodiversidad acuática en el río Das Velhas en Brasil, utilizando la composición taxonómica y estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua; ellos obtuvieron como resultado que la descarga de efluentes (sin previo tratamiento) al río afecta gravemente la composición de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes y por consiguiente, afecta la calidad del agua en este ecosistema acuático.

En Colombia, Restrepo (2013) determinó la calidad del agua del río Frío a partir de la aplicación de índices fisicoquímicos y biológicos. El índice BMWP/Col se confrontó con los índices fisicoquímicos. Los índices aplicados revelaron el cambio de la calidad del agua en todo el recorrido evaluado, confirmando que el mayor impacto se desarrolló en el tramo que atraviesa el área metropolitana de la ciudad de Bucaramanga. Se determinó la complementariedad existente entre los índices bióticos y los fisicoquímicos.

En Venezuela, Graterol *et al.* (2006) evaluaron cuatro puntos ubicados a lo largo del río Guacara, Cuenca del Lago de Valencia-Edo. Carabobo a lo largo de un gradiente longitudinal. Determinaron que el sector el Jengibre, ubicado en la parte más alta del gradiente y dentro de una zona protegida (P.N. San Esteban) fue el que presentó una mejor calidad, con una mayor riqueza y abundancia de familias de macroinvertebrados bentónicos debido principalmente a la poca presencia de asentamientos humanos. Esta condición y la calidad ambiental sufrieron afectaciones a lo largo del gradiente longitudinal, haciéndose mínima aguas abajo cuando el río atravesaba la ciudad de San Diego, donde incluso se confirmó la presencia de coliformes fecales.

Igualmente, Echeverría y Marrero (2012) usaron macroinvertebrados bentónicos para determinar la condición ecológica del río Guanare-Edo Portuguesa comparándolo con un río de referencia. Para la evaluación usaron variables ambientales y biológicas que incluyeron el índice de calidad de hábitat (ICH) y el índice de integridad biótica (IIBm). Según el análisis de agrupación, la formación de subgrupos de las estaciones del río Guanare estuvo acorde con el nivel de degradación, con una relación positiva entre el IIBm, el oxígeno disuelto, el ICH y la conductividad, y una relación negativa de estos parámetros con la turbidez y la temperatura. No se observó un gradiente de calidad marcado, las variaciones se

debieron principalmente al grado de perturbación antrópica, específicamente en una zona aguas arriba, en la cual hubo descarga de aguas servidas sin tratar.

Por último, Segnini *et al.* (2009) evaluaron la calidad del agua de 22 sitios en 26 ríos de la cuenca alta del río Chama-Edo. Mérida a través del índice BMWP/Col utilizando el cociente de calidad ambiental (CCA). Adicionalmente consideraron parámetros ambientales. Algunos de los sitios evaluados formaban parte del mismo río pero se distribuían en distintos niveles de altitud. Al realizar los análisis de ordenamiento y de agrupación se evidenció en líneas generales que las zonas aguas arriba y aguas abajo de un mismo río formaban grupos diferentes. La clasificación según el CCA presentó algunas incoherencias con respecto al agrupamiento estadístico (TWISPAN) sin embargo, en líneas generales el índice fue útil para clasificar el río de acuerdo a calidad de sus aguas.

Como se puede concluir de las investigaciones reseñadas en los párrafos anteriores, las comunidades bióticas son un reflejo de la condición ecológica de los ríos (Echevarría y Marrero, 2012; Hahn-vonHessberg *et al.*, 2009; Segnini, 2003), en el sentido de que sus atributos biológicos varían de acuerdo a las características ambientales. Estos factores ambientales pueden ser afectados por la presencia de poblaciones humanas que modifican la condición natural del río (Segnini, 2003 y Barbour *et al.*, 1999, Alonso y Camargo, 2005).

Considerando lo anterior, se pretende determinar si los atributos biológicos de los macroinvertebrados bentónicos se modifican a medida que se desciende por el gradiente longitudinal, lo cual daría una información acerca de la calidad ecológica del Río Tirgua y el nivel de impacto antrópico al que está sujeto este río.

Se tiene como hipótesis, que las actividades antrópicas desarrolladas en una cuenca generan cambios en las características físicas, químicas y morfométricas del

ríos, perjudicando la calidad ecológica del área afectada. Esta calidad se expresa y refleja en cambios en la composición y distribución de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos del sistema fluvial en estudio (Alonso y Camargo, 2005). Se espera que haya variaciones del hábitat circundante a lo largo del gradiente longitudinal como producto del uso de tierras para cultivo, construcción de viviendas e impacto antrópico en general, lo cual tendrá un efecto subyacente sobre la comunidad bentónica, siendo esta última, un espejo de la calidad ecológica del río (Graterol *et al.*, 2006; Echeverría y Marrero, 2012; Segnini *et al.*, 2009), para probar esto, se tomó como área de estudio el río Tirgua ubicado en el Edo. Cojedes-Venezuela, planteándose los siguientes objetivos:

#### *Objetivo General*

Evaluar la calidad ecológica del río Tirgua (Edo. Cojedes, Venezuela) a través de macroinvertebrados bentónicos a lo largo de un gradiente longitudinal.

#### *Objetivos Específicos*

- Describir el hábitat ribereño mediante la planilla EPA modificada de Barbour *et al.* (1999).
- Analizar la calidad del agua mediante parámetros microbiológicos en el gradiente longitudinal.
- Determinar si existe relación entre las variables ambientales y los atributos biológicos.
- Comparar la estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos a lo largo del gradiente mediante métricas o atributos biológicos univariados, entre ellos el índice BMWP/Col.
- Clasificar los sitios evaluados en el gradiente según su calidad ecológica.

## MARCO METODOLÓGICO

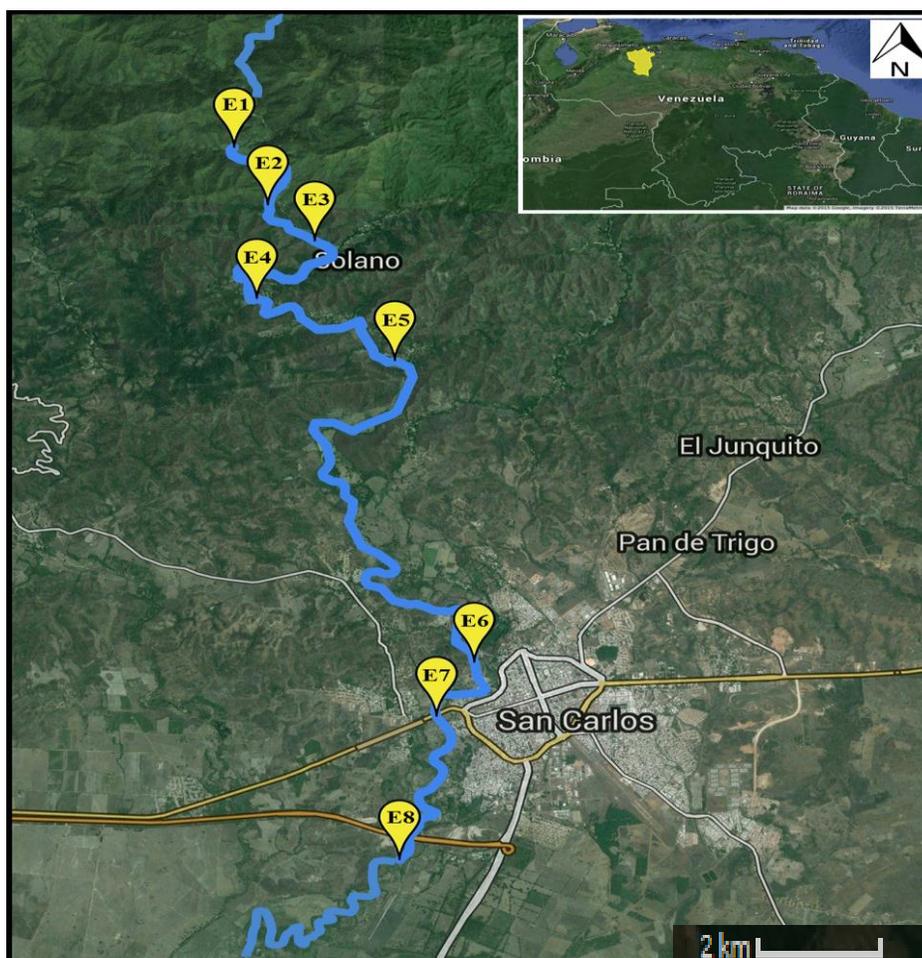
### Área de estudio

El río Tirgua pertenece a la cuenca del río San Carlos. La misma tiene un área aproximada de 1.497 Km<sup>2</sup>, de los cuales un 22% pertenecen al Edo. Cojedes (Paredes *et al.*, 2006). Atraviesa los estados Carabobo, Cojedes y Yaracuy. Su nacimiento se encuentra en la montaña San Isidro ubicada en la parroquia Aguirre del Municipio Montalbán Edo. Carabobo. A su paso recorre gran parte del Municipio Ezequiel Zamora y atraviesa la ciudad de San Carlos, para posteriormente desembocar en el río Cojedes (Paredes *et al.*, 2006).

Para evaluar la calidad ecológica del río se escogieron un total de ocho estaciones de muestreo a lo largo del gradiente longitudinal, presentando una diferencia de 23 Km entre cada extremo. Cada estación correspondió a un tramo de 50 metros de largo con las características mostradas en la **Tabla I**. En la **Figura 1** se muestra la ubicación relativa de cada una de las estaciones, siendo la estación 1 (E1) el sitio más alto en el gradiente y la estación 8 (E8), el más bajo. Las primeras cinco estaciones (de E1 a E5) se ubicaron aguas arriba de la ciudad de San Carlos, mientras que el resto estuvo por debajo. Cabe destacar, que la E1 se encontraba más o menos a 9 Km de distancia de la ciudad, mientras que la última (E8) se encontraba a escasos 1,5 Km.

**Tabla I.** Localización, altura, y distancia entre las estaciones de muestreo en el río Tirgua.

Estación	Ubicación geográfica	Elevación (msnm)	Distancia entre estaciones (km)
1	9° 45' 43'' N; 68° 37' 55'' O	206	-
2	9° 45' 06'' N; 68° 37' 37'' O	188	2,01
3	9° 44' 43'' N; 68° 37' 12'' O	198	1,19
4	9° 44' 03'' N; 68° 37' 43'' O	155	3,08
5	9° 43' 28'' N; 68° 36' 31'' O	164	3,41
6	9° 40' 13'' N; 68° 35' 46'' O	169	10,00
7	9° 39' 38'' N; 68° 36' 07'' O	163	1,81
8	9° 38' 06'' N; 68° 36' 27'' O	160	3,73



**Figura 1.** Ubicación relativa del río Tirgua y estaciones de muestreo (E) consideradas en el estudio. Fuente: Google maps, 2016.

## **Descripción del hábitat ribereño mediante la planilla EPA modificada de Barbour *et al.*, (1999).**

En cada una de las estaciones se hizo la descripción ambiental a través del protocolo propuesto por la Agencia Ambiental de los Estados Unidos (EPA) modificada de Barbour *et al.* (1999), el cual consta de una planilla (**Anexo 1**) que toma en consideración parámetros relacionados con la condición del hábitat acuático así como también la vegetación y sustrato que lo rodea. Cada uno de los diez parámetros que lo integran consta de una escala de calidad que va del 1 al 20, siendo 1 el mínimo valor de calidad, y 20 el máximo. La sumatoria total de los diez parámetros fue la medida integrada de la calidad del hábitat por estación.

## **Caracterización ambiental y microbiológica del río Tirgua (Edo. Cojedes, Venezuela).**

Se hizo una estimación de las variables ambientales y microbiológicas en cada estación. Las variables ambientales estuvieron representadas por las medidas morfométricas y fisicoquímicas, mientras que para las microbiológicas se tomaron en cuenta las bacterias coliformes totales y fecales. A continuación se explica cuál fue el método utilizado para determinar estas variables:

### *Variables morfométricas*

Cada tramo de 50 metros se dividió en cuatro secciones equidistantes de 12,5 metros cada una (**Figura 2**). En cada borde de la sección perpendicular a la corriente se midió el ancho con una cinta métrica tomando como extremos los bordes del cauce húmedo. La distancia del cauce húmedo se dividió a su vez en tres subsecciones iguales o pseudorélicas, en las cuales se midió la profundidad en metros y la velocidad de la corriente (m/s). La profundidad se registró con una regla plegable, mientras que la velocidad fue determinada a través del método de caja flotante, con una distancia conocida de un metro. El resultado de estas tres

pseudoréplicas se multiplicaron para obtener el caudal (Q), que representa los centímetros cúbicos de agua que circulan a través del río en un segundo ( $m^3/s$ ), para ello se utilizó la siguiente fórmula:  $A \times P \times V \times 0,8$ ; donde “A” corresponde al ancho, “P” a la profundidad, “V” a la velocidad y 0.8 a un factor que corrige los errores asociados con la fuerza de roce del flotador con el aire y el agua (Segnini, 2009) , luego se promediaron los tres caudales de cada subsección y se obtuvo el caudal promedio de cada sección. Como resultado de esto, se obtuvieron tres réplicas de caudal por tramo; como se explicará más adelante, para las densidades de macroinvertebrados bentónicos se lograron cinco réplicas por tramo, así que, con el fin de tener un mismo número de réplicas y poder hacer comparaciones estadísticas, se decidió promediar los tres valores de caudal para sustituir con esto los dos datos faltantes. Por último, la pendiente se obtuvo con un clinómetro (%).

#### *Variables Fisicoquímicas*

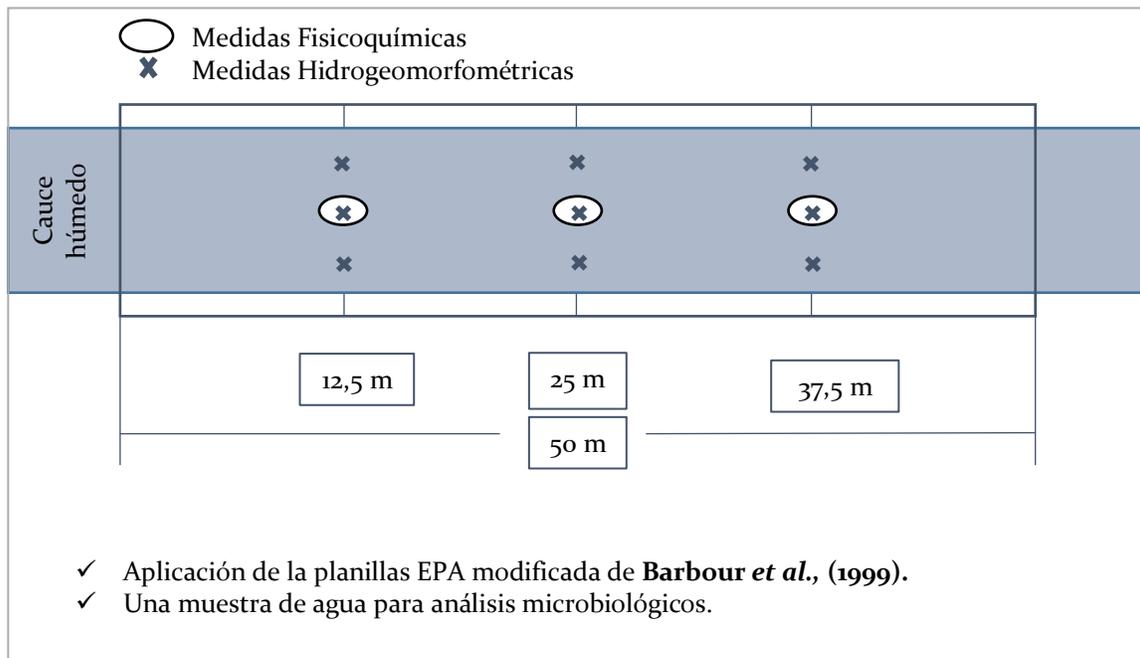
Igualmente, en cada sección de cada tramo se registraron *in situ* mediciones de temperatura ( $^{\circ}C$ ) y conductividad (miliSiemens) a través de un sensor múltiple marca Lovibond, modelo Sensodirec 150. Con un oxímetro marca Sper Scientific modelo Do matee 850041 se midió también el porcentaje de oxígeno disuelto (%OD) y la concentración de oxígeno disuelto (mg/L).

#### *Análisis microbiológicos*

En cada estación se recolectaron aproximadamente 100mL de agua utilizando frascos de vidrio previamente esterilizados e identificados. Una vez tomada la muestra se tapó el frasco y se mantuvo en una cava refrigerada hasta llegar al Laboratorio de Biotecnología del Departamento de Biología-FACYT UC, donde se hicieron los análisis. Ya en el laboratorio, las muestras se mantuvieron en nevera a  $4^{\circ}C$  hasta el momento de sembrado, de uno a dos días después.

Se usó el método de siembra por extensión en placa con agar McConkey para determinar el número de Unidades Formadoras de Colonias (UFC) por mililitro de coliformes totales y coliformes fecales. Por cada muestra se sembraron tres réplicas de 100 µL cada una. Posteriormente se incubaron en estufa a 37°C (coliformes totales) y a 44°C (coliformes fecales) por 24 horas. Finalizado este tiempo se procedió a hacer el conteo de UFC/mL.

En la **Figura 2** se muestra de forma esquemática, un resumen del modelo de muestreo utilizado. En la imagen se observan los puntos de las secciones y subsecciones en las cuales se registraron las variables mencionadas anteriormente. La aplicación de la planilla EPA y la recolección de muestras de agua para análisis microbiológico se hizo de forma puntal en cada tramo.



**Figura 2.** Esquema del método de muestreo utilizado.

Para la caracterización ambiental y microbiológica del río Tirgua, se calcularon en principio, los promedios de cada variable considerando todas las estaciones. Posteriormente se realizó el mismo procedimiento pero esta vez, con los promedios

de cada una de las estaciones, esto permitió tener una visión global y específica acerca de la variación ambiental y microbiológica a lo largo del gradiente longitudinal.

### **Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del río Tírgua y su composición a lo largo del gradiente longitudinal.**

Para llevar a cabo el estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos se tomaron cinco muestras en hábitat variados por cada estación. Para su colecta se utilizaron mallas tipo D-frame. Cada muestra estuvo constituida por cinco áreas de barrido en las cuales se perturbó el bentos durante aproximadamente un minuto con el fin de que los organismos asociados a este quedaran atrapados en la malla. Se obtuvieron cinco muestras por estación para una total de 40 muestras de todas las estaciones. Los organismos recolectados se guardaron en bolsas con etanol al 70% y se conservaron en nevera para posteriormente limpiarlos y separarlos mediante el uso de filtros de distintos tamaños de poro. Una vez hecho esto se identificaron en lo posible hasta nivel de familia, usando las claves de Domínguez *et al.*, (2006), Springer (2006 y 2010); Heckman (2006 y 2008), Thorp y Rogers (2011), Springer (2006).

Los atributos univariados que se calcularon fueron: abundancia relativa, riqueza, diversidad de familias e índice BMWP/Col. La abundancia relativa estuvo representada por el porcentaje de familia sobre el total de taxa por muestra, la riqueza por su parte se obtuvo contando el número familias y la diversidad *alpha* se expresó en índices de Shannon-Wiever ( $H'$ ) obtenidos a través de PAST versión 3.10 (Hammer y Harper, 2015).

Como no existen índices adaptados para Venezuela se usó el índice BMWP/Col modificado por Roldán (2003) para familias de macroinvertebrados presentes en ríos

de Colombia (**anexo 2**). Se decidió usar este índice suponiendo que Colombia y Venezuela comparten en cierta medida la misma biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos. La determinación del índice se obtuvo asignándole el valor de tolerancia respectivo a cada familia encontrada, siendo 10 el valor de mínima tolerancia y 1 el de mayor tolerancia. La sumatoria de las tolerancias del total de familias encontradas fue el valor del índice para esa estación. Mientras más alto el valor, mayor la calidad, y viceversa.

Para la caracterización de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes en el río Tigua se identificaron y contaron todos los taxa presentes. Además se calculó el número y frecuencia de familias encontradas así como también las abundancias relativas de cada una.

Con el fin de determinar si existía relación entre las variables ambientales, microbiológicas y los atributos biológicos, y además, comparar la estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos a lo largo del gradiente, se usó un Análisis de Componentes Principales (ACP). Este análisis exploratorio fue apropiado para contraer el número de variables, al determinar, a partir de la matriz de correlaciones cuáles eran las que explicaban y aportaban mayor información a los dos primeros componentes. Las variables artificiales (o componentes) que crea el análisis resultan de la combinación lineal de las variables.

Con el objetivo de demostrar qué variables se relacionaron entre sí se generó una matriz de correlación de Spearman dado que los datos tuvieron un comportamiento no paramétrico. En este análisis se prueba la no correlación, así que valores de  $p < 0.05$  rechazan esta hipótesis y afirman que hay correlación entre variables. Para explicar el patrón de ordenamiento derivado del ACP se aplicó un Análisis de Similitud (ANOSIM) una vez determinada la naturaleza no paramétrica del conjunto de datos. Esta prueba permitió probar la diferencia entre grupos. Por último, para determinar

cuál de las variables era la que permitía diferenciar entre grupos y estaciones se seleccionaron los descriptores univariados que aportaron mayor cantidad de información al componente 1 y se compararon individualmente mediante un análisis de varianza (ANOVA) en caso de cumplirse los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza, de lo contrario se usó Kruskal-Wallis, su equivalente no paramétrico. La diferencia entre grupos y estaciones se determinó con pruebas a posteriori como prueba de Tukey y Mann-Whitney en cada caso.

### **Calidad del agua en función de los índices bióticos**

La clasificación de las estaciones dentro de categorías según el índice BMWP/Col de calidad se estandarizó utilizando el sistema de clasificación propuesto por la Comisión Europea relativa a la Calidad Ecológica del Agua, el cual se basa en el Cociente de Calidad Ambiental (CCA) (**Anexo 3**). Este cociente es la división del índice más bajo obtenido entre el más alto registrado entre estaciones. De este modo, la estación con mejor calidad ambiental tuvo un cociente igual a la unidad y fue tomada como punto de referencia, mientras que las demás estaciones siempre estuvieron por debajo de este valor (entre 0 y 1). La diferencia entre el CCA de referencia y otro sitio es una estimación del grado de deterioro de esa estación en particular (Segnini, 2003).

### **Clasificación de los sitios evaluados en el gradiente según su calidad ecológica.**

La clasificación de las estaciones de acuerdo al gradiente se hizo comparando lo arrojado por el ACP y las pruebas univariadas, con la clasificación designada por el CCA. Como producto final se tomó el mapa con las ubicaciones relativas de cada estación y se les asignó la coloración respectiva de acuerdo a la calidad según el CCA. Por último, se comparó la clasificación derivada del ACP y se contrastó con la obtenida por el CCA.

Para realizar los análisis estadísticos se utilizó el paquete PAST versión 3.10 (Hammer y Harper, 2015).

## RESULTADOS

### **Descripción del hábitat ribereño mediante la planilla EPA modificada de Barbour *et al.*, (1999).**

La descripción de cada tramo de acuerdo a la valoración obtenida de la planilla EPA modificada de Barbour *et al.*, (1999) se muestra en la **Tabla II**, en la cual se incluye la ubicación geográfica, elevación y distancia entre estaciones de muestreo.

Las estaciones de muestreo a lo largo del gradiente longitudinal mostraron diferencias en cuanto a la valoración de la calidad de hábitat, de acuerdo a esto, las estaciones se organizaron presentando el siguiente orden descendente: E1>E4>E2>E5>E3>E7>E6>E8, siendo la E1 la estación de mejor calidad de hábitat, y la E8 la de menor. El tipo de vegetación, variedad de hábitats y tipo de sustrato fueron las variables que mostraron más variabilidad visual y que hicieron posible la discriminación subjetiva de las estaciones. No obstante como ya se indicó, la planilla no mostró un gradiente sucesivo de las estaciones, aunque sí determinó que las estaciones 1 y 8 fueron opuestas.

Los análisis estadísticos subsiguientes buscaron explorar y por consiguiente confirmar lo visualizado a través de la evaluación de la calidad del hábitat ribereño, empleando la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en conjunto con las variables descriptoras del hábitat físico. En tal sentido se emplearon para corroborar la posible existencia de un gradiente de cambios longitudinales en la condición ecológica del río Tirgua y su relación con la calidad ecológica de sus aguas antes y después de la ciudad de San Carlos.

**Tabla II.** Descripción de las estaciones de muestreo del río Tirgua (Edo. Cojedes, Venezuela) según la planilla de calidad del Hábitat modificada de Barbour et al. (1999).

Estación	Valor	Descripción
1	157	Esta fue la estación más alta del gradiente. En sus cercanías se observaron conucos. La vegetación contó con gran número de arbustos y pocos árboles.
2	131	Esta estación es usada frecuentemente como balneario, a pesar de esto, se observó poco efecto antrópico en cuanto a deforestación, de hecho, este fue el tramo que contó con mayor abundancia de árboles nativos. El sustrato fue en su mayoría arena y piedras pequeñas, con algunas zonas lodosas.
3	116	Cercana a la vía de tierra que da hacia pueblos aledaños, en esta estación la vegetación fue herbácea, con algunos árboles y arbustos nativos. El sustrato fue homogéneo, sin rocas de gran tamaño.
4	136	Esta estación se caracterizó por contar con la mayor diversidad de sustratos, resaltando entre ellos, las rocas de gran tamaño. La vegetación fue mayoritariamente nativa, con árboles y arbustos abundantes.
5	127	Esta parte del río se ubicó en las cercanías de una zona rural, con casas a menos de 30 metros. Las laderas estuvieron cubiertas por arbustos y algunos árboles nativos.
6	79	El margen de vegetación estuvo representado en su totalidad por herbazales, dentro de los cuales se observó acumulación de desechos sólidos (bolsas, latas, entre otros).
7	97	Esta estación se localizó por detrás de una residencia y por debajo de un puente que da continuidad a la vía de tránsito. La vegetación estuvo representada en su mayoría por herbazales, con escasos árboles de mango y arbustos circundantes. El sustrato fue variado, con zonas fangosas, de grava y arenas pero nunca con rocas.
8	69	El impacto antrópico fue notable, observándose la descarga de aguas residuales aguas arriba. Predominó la vegetación herbácea sin árboles o arbustos. El sustrato fue homogéneo, por lo que la corriente de agua fue continua y sin hábitats de rápidos o remansos. También hubo abundancia de plantas acuáticas filamentosas.

A continuación en la **Figura 3**, se presenta un soporte fotográfico de cada una de las estaciones.

**Vista desde aguas arriba**

		Ladera izquierda	Cauce central	Ladera derecha
Estaciones de muestreo	1			
	2			
	3			
	4			
	5			
	6			
	7			
	8			

**Figura 3.** Fotografías de las estaciones de muestreo con vistas laterales y frontales.

## Caracterización ambiental y microbiológica del río Tirgua (Edo. Cojedes, Venezuela)

Los valores promedio, máximos, mínimos y desviación estándar de las variables ambientales y microbiológicas de todas las estaciones se ven reflejados en la **Tabla III**. La tabla muestra también las estaciones en las cuales se obtuvieron los valores máximos y mínimos. Estos últimos variaron en mayor o menor medida de acuerdo a la variable considerada. A partir de esto se tiene que la E2 fue la estación donde se obtuvieron los valores más altos de anchura, caudal y pendiente. La E3 por su parte presentó los mayores valores de concentración y porcentaje de oxígeno, mientras que la E4 fue el tramo más profundo. La conductividad fue mayor en la E7 y por último, las mayores temperaturas y contajes de coliformes totales correspondieron a la E8. Bacterias de tipo coliformes fecales sólo estuvieron presentes en las estaciones 5 y 8, y en esta última se registró un mayor número de UFC/mL. Opuesto a lo anterior, se tiene que la estación menos ancha, profunda y caudalosa fue la E1, mientras que la E3 fue el tramo con las aguas más frías y con el menor contaje de coliformes totales. Con respecto a la conductividad y velocidad, la E4 y E7 obtuvieron los menores valores, respectivamente. Por último, la estación que presentó la menor concentración de oxígeno y la menor pendiente fue la E8.

**Tabla III.** Valores promedio de las variables ambientales y microbiológicas en el río Tirgua.

<b>Variables</b>	<b>Promedio</b>	<b>Máx.</b>	<b>Estación donde se encontró el máx.</b>	<b>Mín.</b>	<b>Estación donde se encontró el mín.</b>	<b>Desv. Estándar</b>
<b>Pendiente (%)</b>	1,379	2,000	E2	0,700	E8	0,445
<b>Ancho (m)</b>	5,774	8,683	E2	2,733	E1	2,353
<b>Profundidad (m)</b>	0,381	0,564	E4	0,224	E1	0,102
<b>Velocidad (m/s)</b>	0,309	0,497	E8	0,164	E7	0,105
<b>Caudal (m<sup>3</sup>/s)</b>	0,623	0,832	E2	0,154	E1	0,229
<b>Temperatura (°C)</b>	27,802	30,700	E8	24,900	E3	1,935
<b>Conductividad (mS/cm)</b>	0,246	0,299	E7	0,153	E4	0,054
<b>[O<sub>2</sub>] (mg/L)</b>	5,805	6,777	E3	5,147	E8	0,618
<b>%OD</b>	73,737	84,500	E3	67,633	E1	5,747
<b>Coliformes totales (UFC/mL)</b>	26,833	101,000	E8	11,667	E3	30,572
<b>Coliformes fecales (UFC/mL)</b>	1,500	11,000	E8	0,000	E1-E4/ E6-E7	3,854

Tal parece que la temperatura, concentración de oxígeno, coliformes (totales y fecales) y pendiente en el extremo inferior (E8) suelen oponerse a los encontrados en las estaciones 2 y 3 que se encuentran muy cercanas al extremo superior del gradiente.

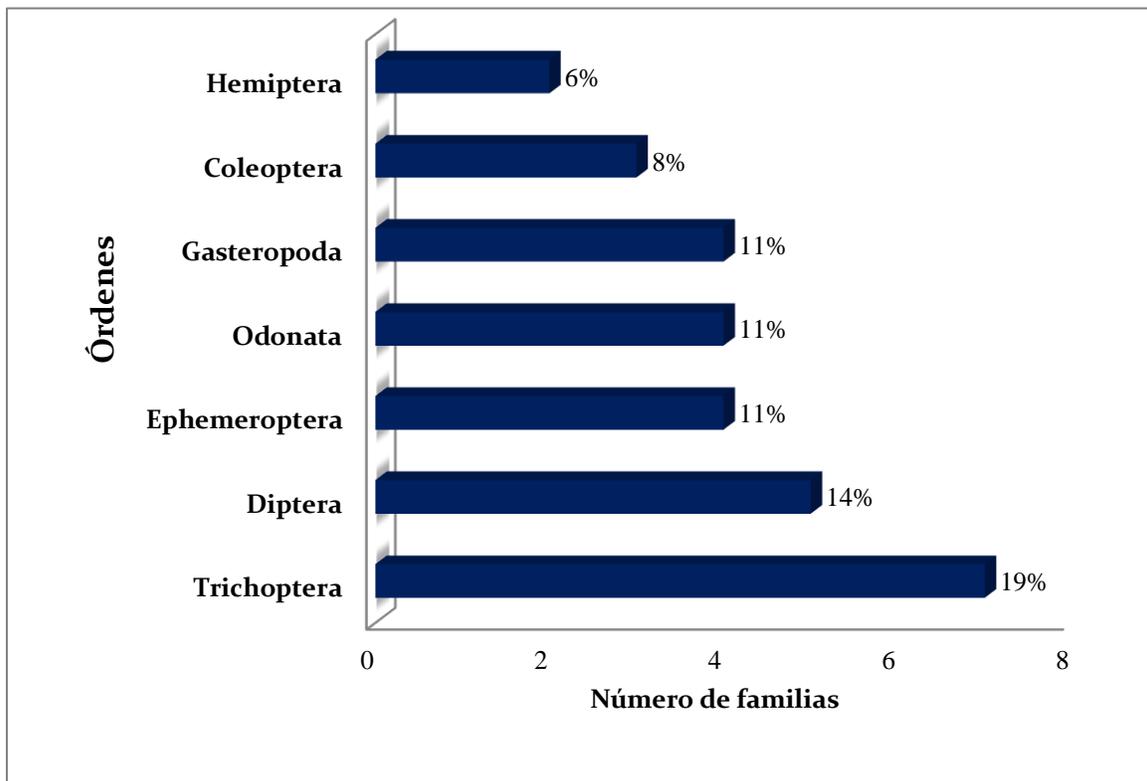
Para visualizar cómo cambian las variables en relación a la ubicación de las estaciones a lo largo del gradiente se presenta la **Tabla IV**. En ella se corrobora lo mencionado en el párrafo anterior. Sin embargo, aún no se observa una tendencia que permita afirmar que existe un gradiente que integre a todas las variables.

**Tabla IV.** Valores promedio de las variables ambientales y microbiológicas en cada estación de muestreo en el río Tirgua.

<b>Variables</b>	<b>E1</b>	<b>E2</b>	<b>E3</b>	<b>E4</b>	<b>E5</b>	<b>E6</b>	<b>E7</b>	<b>E8</b>
<b>Pendiente (%)</b>	1,500	2,000	1,500	1,666	0,833	1,666	1,166	0,700
<b>Ancho (m)</b>	2,733	8,683	3,291	5,814	6,308	7,742	8,125	3,492
<b>Profundidad (m)</b>	0,224	0,366	0,486	0,564	0,346	0,363	0,348	0,351
<b>Velocidad (m/s)</b>	0,258	0,262	0,417	0,260	0,342	0,276	0,164	0,497
<b>Caudal (m<sup>3</sup>/s)</b>	0,154	0,832	0,650	0,778	0,772	0,771	0,445	0,585
<b>Temperatura (°C)</b>	27,780	28,967	24,900	25,933	26,433	28,367	29,333	30,700
<b>Conductividad (mS/cm)</b>	0,278	0,281	0,180	0,153	0,257	0,288	0,299	0,235
<b>[O<sub>2</sub>] (mg/L)</b>	5,446	5,453	6,777	6,567	6,090	5,187	5,777	5,147
<b>%OD</b>	67,860	72,633	84,500	75,900	73,100	67,633	78,433	69,833
<b>Coliformes totales (UFC/mL)</b>	12,000	28,667	11,667	13,000	22,000	13,000	13,333	101,000
<b>Coliformes fecales (UFC/mL)</b>	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000	0,000	0,000	11,000

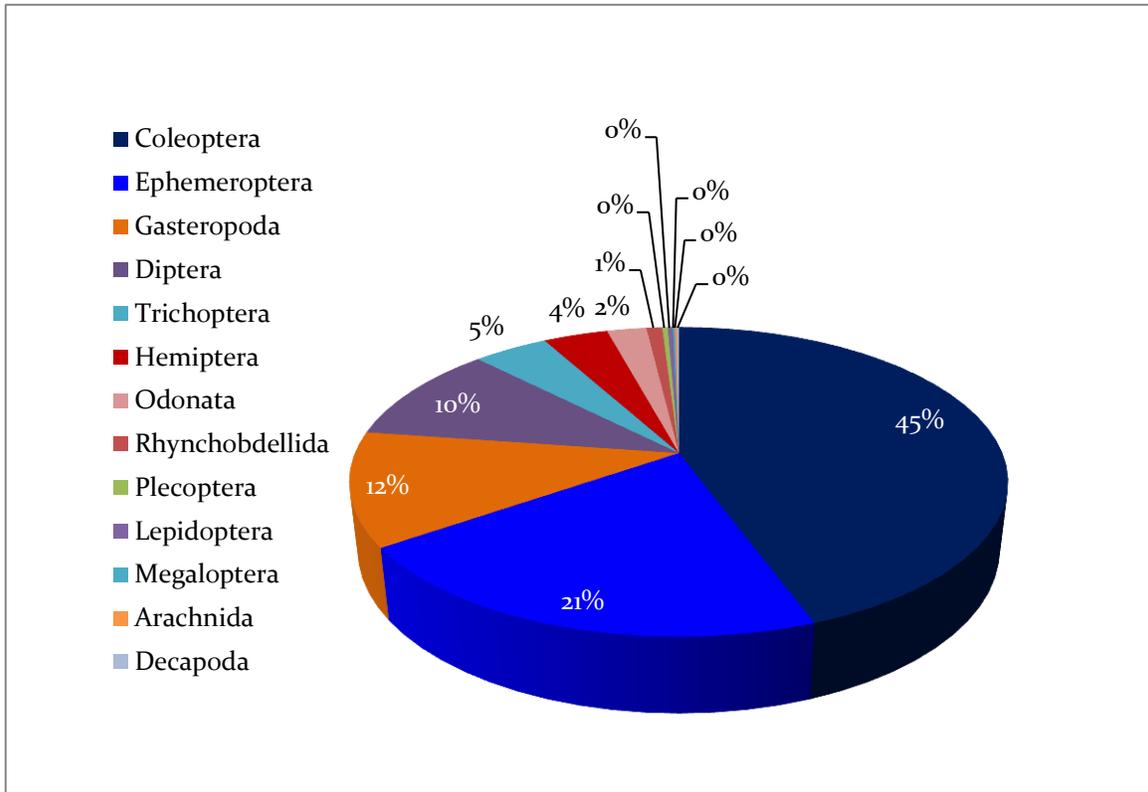
### **Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del río Tirgua y su composición a lo largo del gradiente longitudinal.**

Una vez determinadas y analizadas las variables ambientales y microbiológicas se procedió a hacer lo propio con los descriptores univariados que describieron a la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Al evaluar los resultados de forma general (sin diferenciar entre estaciones), se obtuvo que, a partir de las 40 muestras obtenidas de las ocho estaciones se colectaron un total de 9868 individuos distribuidos en 3 phyla, 6 clases, 13 órdenes y 36 familias. La clase Insecta fue la más representativa con un total de 8580 organismos (86,9% del total). En la **Figura 4** se representan los órdenes más resaltantes con respecto al número de familias que agrupan. Dentro de estos, el orden Trichoptera fue el más rico con un total de 7 familias, lo cual representó el 19% del total de familias de macroinvertebrados bentónicos. Lepidoptera, Arachnida, Rhynchobdellida, Plecoptera, Megaloptera, Decapoda y un orden de la clase Bivalvia no se incluyeron en la figura ya que tuvieron un solo representante, lo cual se traduce en el 3% del total.



**Figura 4.** Número y frecuencia (porcentaje) de familias de macroinvertebrados bentónicos encontradas en las estaciones de muestreo en el río Tirgua.

Con respecto a la abundancia de macroinvertebrados bentónicos presentes en el río, en la **Figura 5** se visualiza mediante un diagrama de torta la proporción de cada orden. Se observa que el orden Coleoptera fue el más abundante con un porcentaje de 45% del total de macroinvertebrados capturados, seguido por Ephemeroptera y Gasteropoda con 21 y 12% respectivamente. Por el contrario, los órdenes menos abundantes fueron Plecoptera, Lepidoptera, Megaloptera, Arachnida y Decápoda con valores menores al 1%.



**Figura 5.** Abundancia relativa promedio de las familias recolectadas a lo largo del gradiente longitudinal del río Tigua.

Por su parte, la distribución porcentual de cada orden varió en mayor o menor medida dentro del gradiente. Tal como se observa en la **Figura 6**, los coleópteros (especialmente de la familia Elmidae) fueron los más abundantes en todas las estaciones. A estos lo siguieron el orden Ephemeroptera que disminuyeron su abundancia a medida que se descendía por el gradiente longitudinal. Contrario a esto, los gasterópodos de la familia Hydrobiidae parecieron ser más abundantes aguas abajo, sobre todo en la última estación. De igual forma, la estación 8 se caracterizó por la presencia de gasterópodos e hirudíneos de la familia Glossiphoniidae. Los dípteros estuvieron presentes en todo el gradiente con un porcentaje de abundancia más o menos constante.

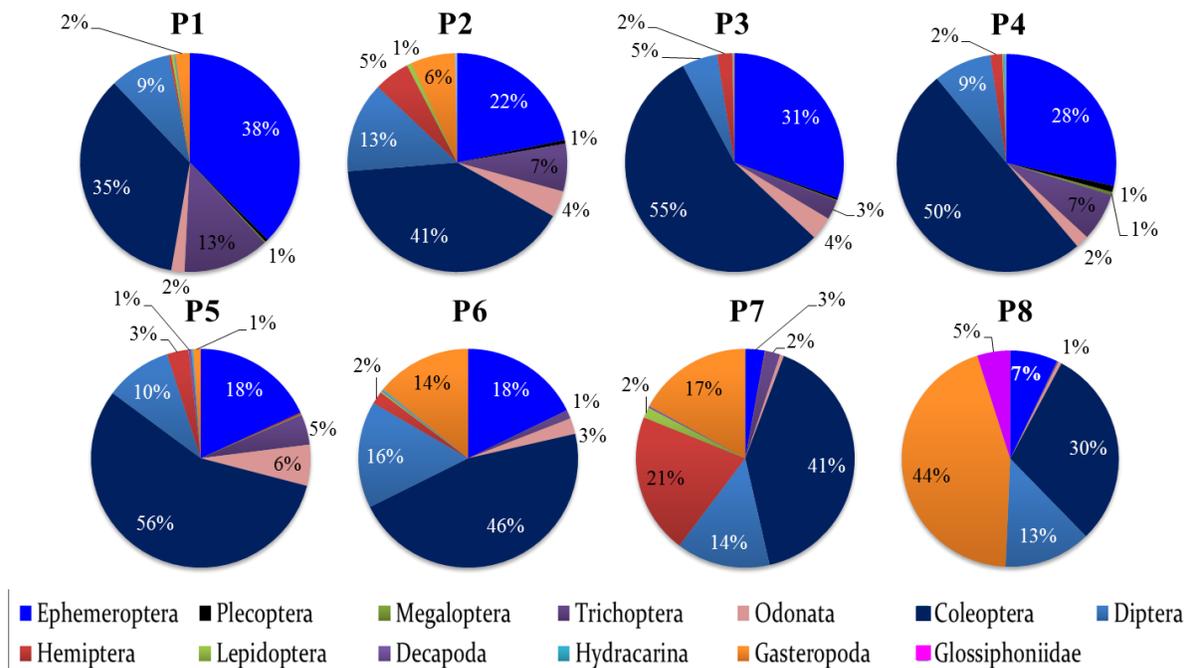


Figura 6. Proporción de taxa en las distintas estaciones de muestreo del río Tigua.

Para evidenciar si existía una tendencia en cuanto a la distribución de las estaciones respecto a sus características ambientales, microbiológicas y de composición faunísticas de macroinvertebrados bentónicos, se usó un Análisis de Componentes Principales (ACP). En principio, el ACP se corrió con todas las variables, sin embargo, se observó mediante la matriz de correlaciones con los componentes, que la mayoría de estas no aportaban información significativa, por lo tanto, luego de un proceso de depuración se seleccionaron aquellas con valores de correlación mayores a 0.6 (Tabla V), de esta manera se redujo el número de variables de 50 a 12, lo cual provocó que el porcentaje de varianza explicada en los primeros dos componentes aumentara de 28.093% a 69.507%. El ordenamiento de las estaciones giró alrededor del primer eje, el cual explicó el 48,508% de la varianza. Los demás ejes acumularon el 19,6390 y 11,1600%, respectivamente. Las variables que más contribuyeron a la formación del primer componente fueron: temperatura, índice BMWP/Col, abundancias relativas de las familias Hydrobiidae y Glossiphoniidae,

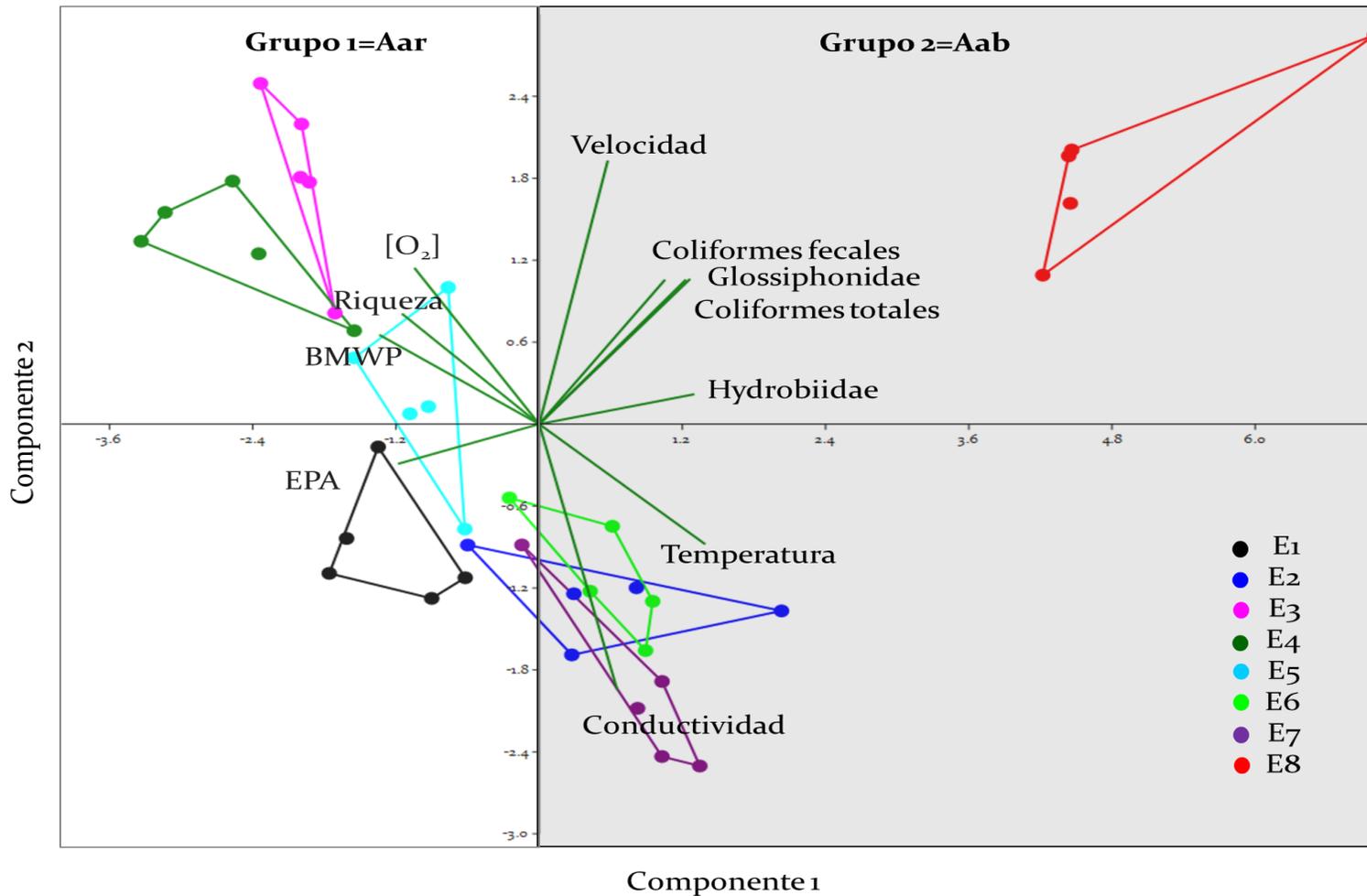
coliformes totales, calidad del hábitat (EPA), riqueza, coliformes fecales y concentración de oxígeno. Por su parte, la conductividad y velocidad de la corriente tuvieron más influencia en la formación del segundo componente (**Tabla V**).

**Tabla V.** Valores de correlación de las variables con el primer y segundo componente.

<b>Variabes</b>	<b>CP1</b>	<b>CP2</b>
<b>Temperatura</b>	0.85281	-0.35477
<b>BMWP/Col</b>	-0.82039	0.26344
<b>Hydrobiidae</b>	0.79473	0.088152
<b>Glossiphonidae</b>	0.77547	0.42882
<b>Coliformes totales</b>	0.75409	0.42686
<b>EPA</b>	-0.72326	-0.11696
<b>Riqueza</b>	-0.7047	0.32592
<b>Coliformes fecales</b>	0.64618	0.42653
<b>[O<sub>2</sub>]</b>	-0.64127	0.46149
<b>Conductividad</b>	0.40134	-0.78609
<b>Velocidad</b>	0.35278	0.77979

La **Figura 7** muestra el arreglo de las estaciones de acuerdo a las variables ambientales, microbiológicas y composición faunísticas de macroinvertebrados bentónicos seleccionadas. A escala general se observa la distribución de las estaciones a lo largo del primer componente separándose en dos grandes grupos: el grupo 1 constituido por las estaciones 1, 3, 4 y 5 (a la izquierda del componente 1) y el grupo 2 formado por las estaciones 6, 7 y 8 (a la derecha del componente 1). El grupo 1 estuvo asociado positivamente con los valores más alto del índice BMWP/Col y del índice de calidad de hábitat (EPA), con la mayor riqueza de familias y la mayor concentración de oxígeno disuelto. En contraposición, el grupo 2 se separó gracias a las siguientes variables: Temperatura, abundancia relativa de Hydrobiidae y Glossiphonidae, coliformes (totales y fecales), conductividad y velocidad.

Las estaciones 5 y 6 fueron las más cercanas y parecidas a los dos grupos, mientras que las estaciones 1 y 8, fueron las más lejanas y diferentes entre sí. Adicionalmente, la dirección de los vectores en el plano también puede suponer relaciones entre variables, así que se puede inferir que las características del grupo 1 son inversamente proporcionales a las del grupo 2. La estación 2 no mostró una distribución marcada, por el contrario, pareció pertenecer a los dos grupos, de modo que esta estación fue considerada para fines comparativos, como un grupo aparte, por lo que en los análisis subsiguientes se tomará en cuenta como un tercer grupo.



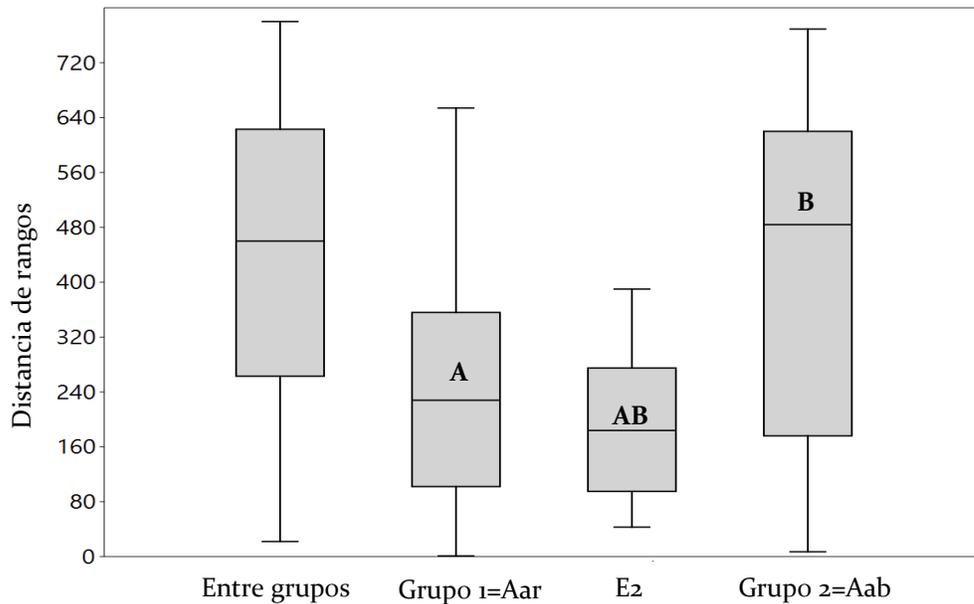
**Figura 7.** Distribución de las estaciones de muestreo (E) según el ACP. El grupo 1 concentra las estaciones ubicadas aguas arriba (Aar) de la ciudad de San Carlos, mientras que el grupo 2 a las que se encuentran aguas abajo (Aab).

La matriz de correlaciones mostrada a continuación comprobó estadísticamente las asociaciones establecidas por el ACP entre las variables (**Figura 7**). En la **Tabla VI** se encuentran sombreadas las variables correlacionadas. Como se puede apreciar casi todas dependen unas a otras, sin embargo, resaltan las relaciones entre: temperatura y concentración de oxígeno, Coliformes totales y fecales, calidad del hábitat ribereño (EPA) y BMWP/Col, temperatura y BMWP/Col, Riqueza y temperatura, riqueza y BMWP/Col, Hydrobiidae y EPA, Hydrobiidae y temperatura, Glossiphoniidae y totales, y Glossiphoniidae y coliformes fecales.

**Tabla VI.** Correlaciones ( $p < 0.05$ ) entre variables ambientales, microbiológicas y de macroinvertebrados bentónicos. Celdas sombreadas indican correlación y entre paréntesis si la relación es positiva o negativa.

	EPA	Temperatura	[O <sub>2</sub> ]	Coliformes totales	Coliformes fecales	BMWP/Col	Riqueza	Hydrobiidae	Glossiphoniidae
EPA		0,001801(-)	0,0193 (-)	0,026101 (-)	0,017692 (-)	0,0008227 (+)	0,00486 (+)	0,0037399 (-)	0,007909 (-)
Temperatura			5,71E-05 (-)	0,00249 (+)	0,099428	1,09E-05 (-)	0,00013 (-)	3,07E-05 (+)	0,0017769 (+)
[O <sub>2</sub> ]				0,15881	0,3523	0,012986 (+)	0,05053	0,012898 (-)	0,049559
Coliformes totales					0,000919 (+)	0,0015561 (-)	0,00606 (-)	0,035203 (+)	0,00058557 (+)
Coliformes fecales						0,098	0,20531	0,21444	0,00089824 (-)
BMWP/Col							2,32E-09 (+)	0,004443 (-)	0,0038218 (-)
Riqueza								0,043023 (-)	0,055573
Hydrobiidae									0,0031862 (+)
Glossiphoniidae									

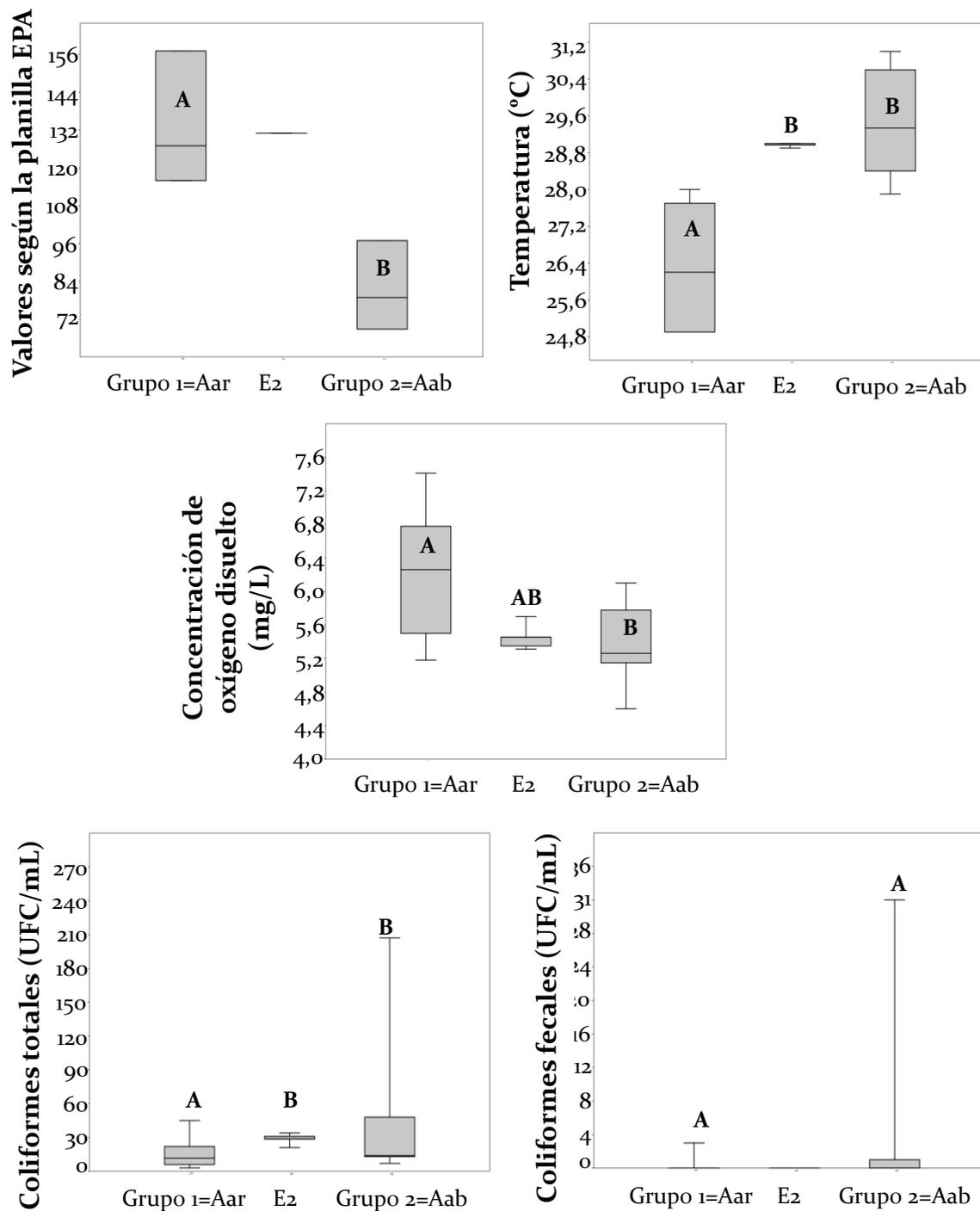
A partir de la suposición anterior, se realizó un análisis de similitud (ANOSIM) para confirmar el patrón de ordenamiento derivado del ACP. Para la aplicación de esta prueba se decidió separar a la E2 del resto de los grupos considerando que según el ACP no pertenecía a alguno en específico. Tomada esta decisión, se obtuvo que efectivamente sí existían diferencias significativas entre ambos grupos ( $p < 0.05$ ) (**Figura 8**), más no de la estación 2 con respecto a estos ( $p > 0.05$ ), lo cual permite inferir que esta estación comparte uno o más atributos con ambos grupos evidenciados en el gradiente ambiental.



**Figura 8.** Diagrama de caja para la comparación de grupos 1 (Aar), 2 (Aab) y E2 de estaciones del río Tirgua, identificados por ANOSIM

Con la finalidad de comparar los atributos biológicos y ambientales que podrían estar describiendo la estructura organizativa de los dos grupos (Aar y Aab) confirmados por el ANOSIM, y en conjunto con la estación 2 (E2) se empleó un análisis de varianza (ANOVA) en caso de cumplirse los supuestos de la normalidad y homogeneidad de varianza, de lo contrario se usó Kruskal-Wallis, los resultados de

estos análisis se muestran en las **Figuras 9 y 10** que se explican a continuación:



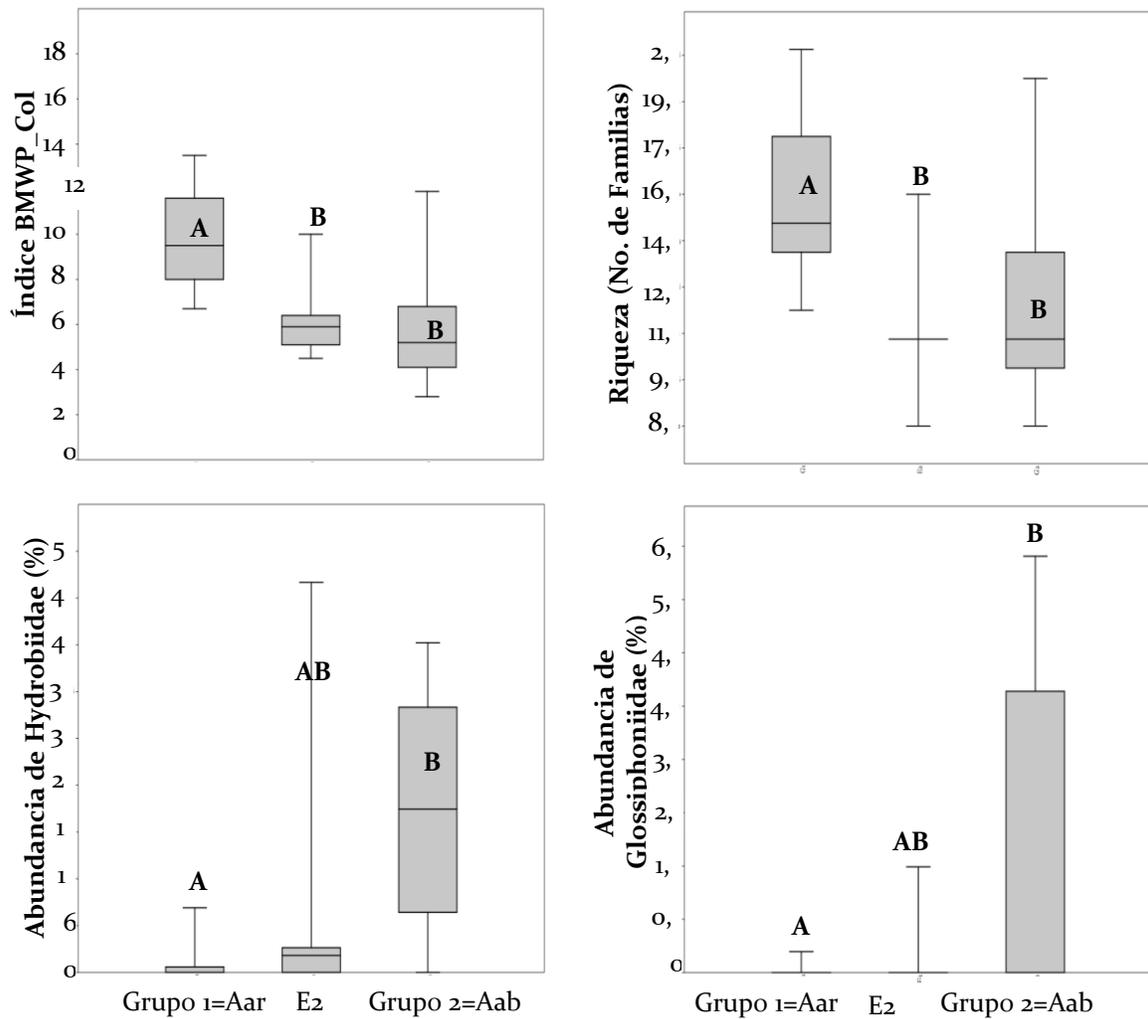
**Figura 9.** Comparación de los grupos a través de los descriptores univariados ambientales y microbiológicos mediante diagrama de cajas. Letras diferentes implican diferencia significativa ( $p < 0.05$ ).

*Variables ambientales y microbiológicas (Figura 9):*

- Índice de calidad de habitat (EPA): La varianza de la E2 fue nula por lo tanto sólo se compararon ambos grupos. De esto se demostró que sí hay diferencias significativas entre ellos, siendo las estaciones del grupo 1 las que obtuvieron una mayor valoración de calidad.
- Temperatura: Fue menor en las zonas más altas del gradiente asociadas a las estaciones del grupo 1. La E2 se caracterizó por tener mayores temperaturas, al igual que el grupo 2.
- Concentración de oxígeno disuelto: Para esta variable la diferencia fue entre los grupos 1 y 2, siendo el grupo 1 el que presentó las aguas más oxigenadas, esto quiere decir que la concentración de oxígeno disuelto fue mayor aguas arriba. La E2 compartió similares características con ambas agrupaciones.
- Coliformes totales: El conteo de colonias fue mayor en la E2 y en el grupo 2 ubicado en el extremo inferior del gradiente. Paralelamente estos se diferenciaron significativamente del grupo 1. La varianza pronunciada del grupo 2 podría implicar que una de las estaciones de este grupo es la presenta una mayor abundancia bacteriana.
- Coliformes fecales: Para la comparación de esta variable, no se incluyó a la E2 porque su varianza fue igual a cero, de modo que los dos grupos se compararon a través de una prueba de t. El análisis no encontró diferencias significativas entre grupos, sin embargo, la varianza pronunciada del grupo 2 podría implicar que una de las estaciones de este grupo es la presenta una mayor abundancia bacteriana.

*Atributos de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (Figura 10).*

- Índice BMWP/Col: Los valores del índice de BMWP/Col para macroinvertebrados bentónicos fueron significativamente mayores en las estaciones ubicadas en lo alto del gradiente (Grupo 1) ( $p < 0.05$ ) y diferentes al resto. Para esta variable la E2 fue más semejante al grupo 2 ( $p > 0.05$ ).
- Riqueza: En el grupo 1 se encontró un mayor número de familias de macroinvertebrados bentónicos. La E2 y el grupo 1 fueron semejantes ( $p > 0.05$ ) con medias que estuvieron por debajo del g [O<sub>2</sub>] (mg/L) de decir entonces, que la riqueza decreció luego de que el cauce de la ciudad de San Carlos.
- Abundancia de la familia Hydrobiidae: La abundancia de la familia Hydrobiidae fue opuesta entre grupos, habiendo más abundancia aguas abajo y menos aguas arriba. La E2 tuvo un comportamiento intermedio.
- Abundancia de la familia Glossiphoniidae: Esta familia, al igual que la anterior, tuvo mayor representación en las estaciones bajas del gradiente. En este aspecto, la E2 se pareció más al grupo 1.



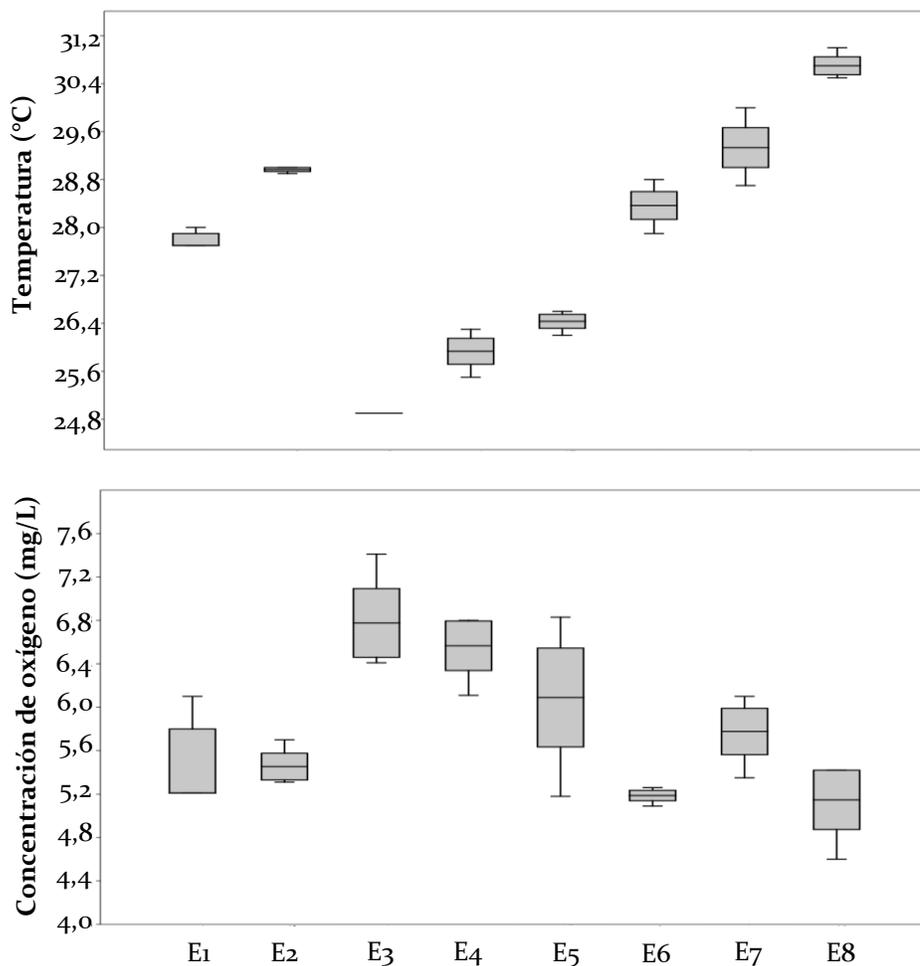
**Figura 10.** Comparación de los grupos identificados por ANOSIM a través de los atributos biológicos univariados mediante diagrama de cajas. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ).

Además de mostrar el patrón de ordenamiento mencionado anteriormente, el ACP (**Figura 7**) aportó información acerca de los taxa predominantes y las variables ambientales y microbiológicas que permitieron separar cada estación, por lo que a continuación se comparan diferencias entre estaciones tomando en cuenta las variables más importantes según el ACP. En el primer grupo, la E1 estuvo determinada por una buena calidad de hábitat; la mayor concentración de oxígeno disuelto, la

riqueza y el valor del BMWP/Col determinaron el ordenamiento de las E<sub>3</sub>-E<sub>4</sub> (muy parecidas entre sí), y E<sub>5</sub>; en el grupo 2, los tramos E<sub>6</sub> y E<sub>7</sub> estuvieron determinados por la temperatura y la conductividad, mientras que la E<sub>8</sub> estuvo relacionada positivamente con la abundancia las familias Hydrobiidae y Glossiphonidae, coliformes (totales y fecales) y en menor medida por la velocidad del agua.

Las varianzas generalmente pequeñas de la E<sub>2</sub> se debieron principalmente al bajo número de réplicas, ya que esta es una sola estación y los demás grupos son un conjunto de ellas. No obstante, los resultados anteriores confirman la información arrojada por el ACP y matriz de correlación de Spearman acerca de la relación de los vectores con el ordenamiento de las estaciones y la forma en la cual separan a los grupos. Probada la separación de los grupos, se procedió a analizar las diferencias discretas entre estaciones con la finalidad de explicar las amplias varianzas encontradas dentro de los grupos. Para ello se aplicaron ANOVA o Kruskal-Wallis (según fue el caso) a las variables que tuvieron varianza y que se encontraron incluidas en el ACP.

En la **Figura 11** se observan los diagramas de caja de la temperatura y concentración de oxígeno disuelto. La primera variable no se pudo comparar estadísticamente ya que la E<sub>3</sub> no tuvo varianza. Sin embargo, a partir del diagrama se observa que las temperaturas más bajas se registraron en la E<sub>3</sub> (25°C aproximadamente) y que a partir de este punto la temperatura fue creciente hasta alcanzar su máximo en la E<sub>8</sub> con una media de aproximadamente 31°C. La concentración de oxígeno disuelto mostró una relación inversa respecto a la temperatura, con concentraciones máximas de oxígeno disuelto a temperaturas mínimas de agua y viceversa, esto confirma lo mostrado en la **Tabla VI** de correlaciones

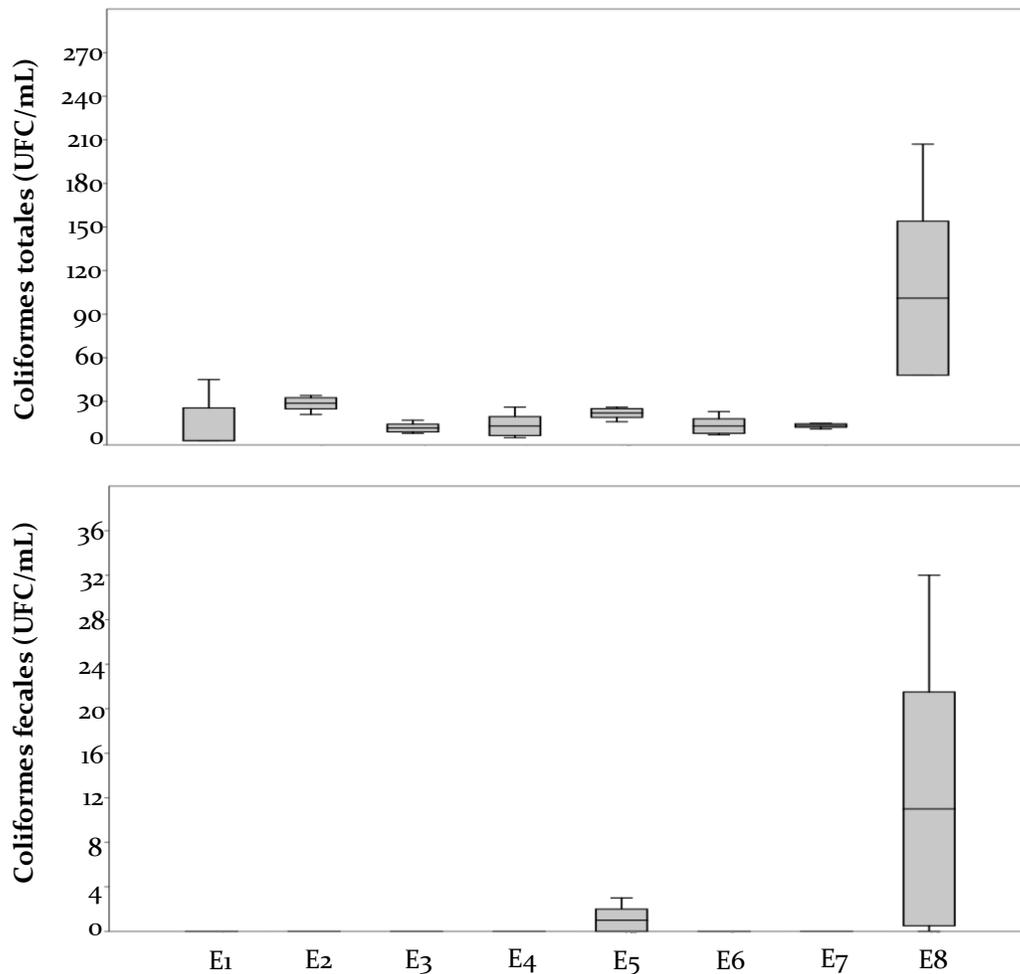


**Figura 11.** Comparación de las estaciones del río Tigua de acuerdo la temperatura y concentración de oxígeno disuelto a través de diagrama de cajas.

### Calidad del agua en función de los índices bióticos

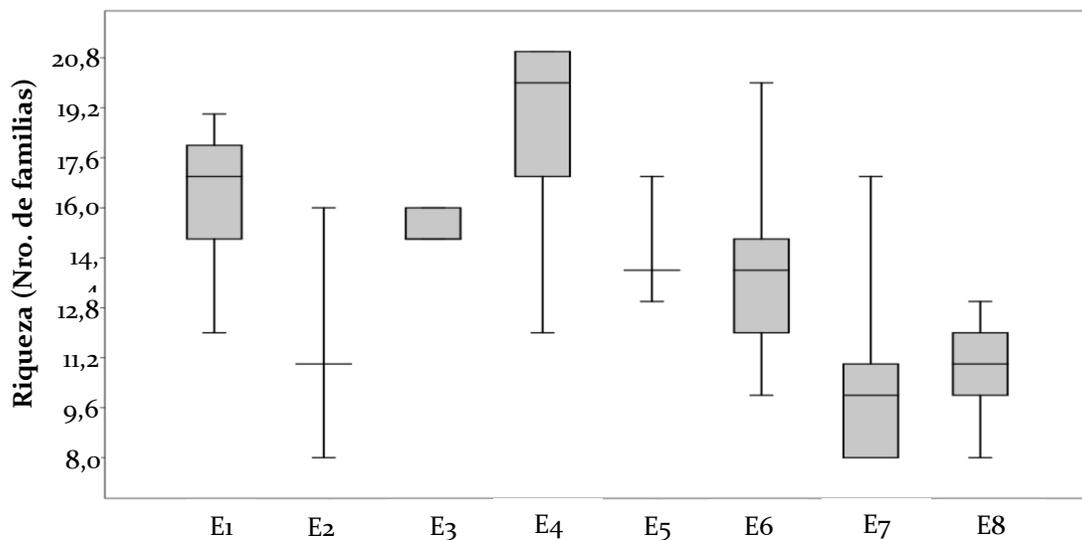
En la **Figura 12** la E8 se distinguió del resto de las estaciones ( $p < 0.05$ ) al tener una media de 120 UFC/mL aproximadamente de coliformes totales. En el resto de los sitios las densidades fueron menores aunque dentro de este grupo la E2 se diferenció estadísticamente de todas las demás excepto de la E5, recuérdese que en este punto había comunidad rural circundante.

En relación a la abundancia de coliformes fecales, la abundancia fue mayor en la E8 con un promedio de 12 UFC/mL aproximadamente (**Figura 12**). Esto podría estar relacionado a las altas temperaturas y baja concentración de oxígeno disuelto encontradas en este punto. Además de la presencia de coliformes fecales en la E8, también hubo conteo en la E5. Se debe tomar en cuenta que las laderas de la E5 estuvieron rodeadas de viviendas rurales, así que presencia de coliformes fecales podría ser indicio de la existencia de vertido o filtrado de aguas residuales hacia el río.



**Figura 12.** Comparación de estaciones de acuerdo la abundancia de coliformes totales y fecales en las estaciones del río Tigua a través de diagrama de cajas.

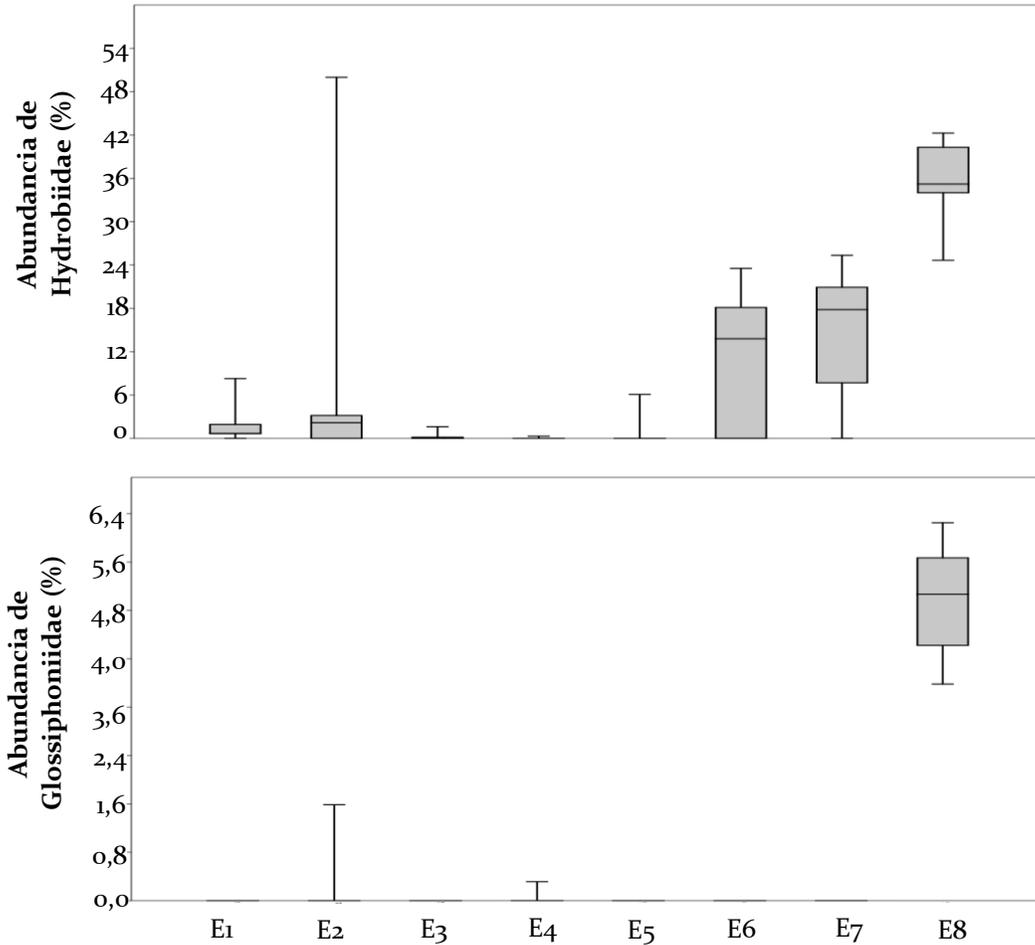
En la **Figura 13** se detecta la disminución de la riqueza a medida que se desciende por el gradiente longitudinal, siendo las E1 y E4 (aguas arriba) las que presentaron un mayor promedio de riqueza y E7 y E8 (aguas abajo) las que obtuvieron menos cantidad de familias. El análisis de Mann-Whitney no encontró diferencia entre el punto 8,2, 6 y 7 ( $p < 0.05$ ). A su vez, la E2 se diferenció significativamente de la E1 y de la E4 ( $p < 0.05$ ). Este resultado sigue confirmando que la E2 sufre un impacto antrópico importante.



**Figura 13.** Comparación de estaciones del río Tirgua de acuerdo a la riqueza de familias a través de diagrama de cajas.

La E8 obtuvo las mayores abundancias de Hydrobiidae y se distinguió de todas las estaciones menos de la E2 ( $p < 0.05$ ), paralelamente la E6 y E7 también contaron con un gran número de individuos de esta familia. En el caso de Hydrobiidae en la E2 la varianza fue elevada tal vez como producto de errores de muestreo (**Figura 14**).

### Clasificación de los sitios evaluados en el gradiente según su calidad ecológica.



**Figura 14.** Comparación de estaciones de acuerdo a la riqueza de familias a través de diagrama de cajas.

Las estaciones ubicadas a lo largo del gradiente longitudinal fueron clasificadas a través del cociente de calidad ambiental (CCA) derivado del índice BMWP/Col. Las categorías asignadas se muestran en la **Tabla VII**. Como resultado se tiene que la clasificación de la estaciones según el CCA coincide en gran medida con lo obtenido a partir del ordenamiento según el ACP. Las estaciones ubicadas por encima de la ciudad fueron las que obtuvieron las mejores puntuaciones según el CCA, excluyendo a la E2 y a la E5 que obtuvieron una calidad escasa y media, respectivamente. Este

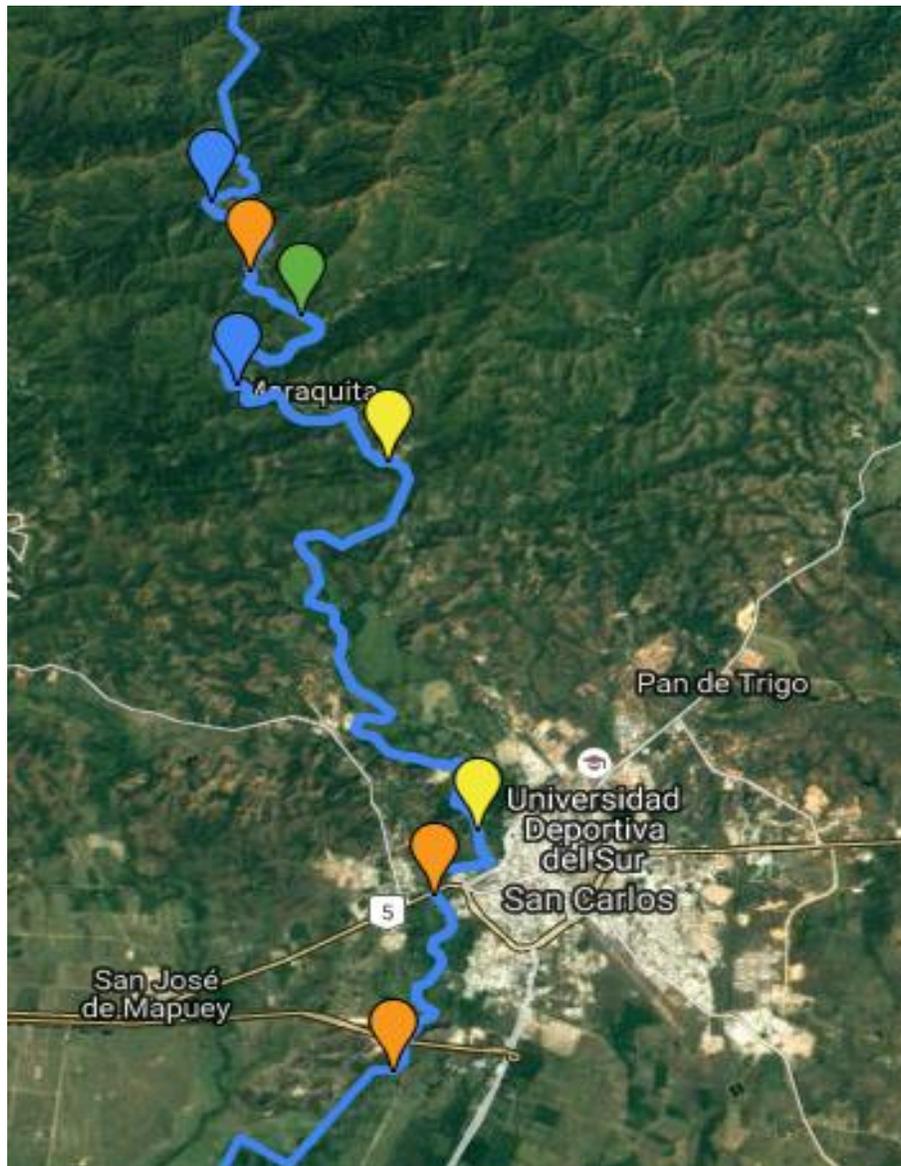
mismo comportamiento fue observado en este par de estaciones cuando se evaluaron las variables ambientales, microbiológicas y de macroinvertebrados bentónicos individualmente. En la E2 por ejemplo, las temperaturas altas y las bajas concentraciones de oxígeno le restaron calidad, mientras que en la E5 el conteo de coliformes fecales fue alto dada la presencia de asentamientos rurales a los alrededores del río así que el CCA fue sensible a estas perturbaciones. Dentro de las estaciones aguas arriba, el cuarto tramo fue el menos intervenido según el CCA, lo cual es lógico ya que en este tramo se consiguieron los mayores valores de riqueza, temperaturas bajas y altas concentraciones de oxígeno.

**Tabla VII.** Clasificación de las estaciones de muestreo del río Tirgua según el Cociente de Calidad ambiental (CCA).

<b>Estación</b>	<b>CCA</b>	<b>Intervención</b>	<b>Calidad</b>	<b>Coloración</b>
1	0,9093	Mínima	ALTA	Azul
2	0,5789	Grave	ESCASA	Naranja
3	0,8929	Leve	BUENA	Verde
4	1	Mínima	ALTA	Azul
5	0,7949	Importante	MEDIA	Amarillo
6	0,7278	Importante	MEDIA	Amarillo
7	0,5100	Grave	ESCASA	Naranja
8	0,3866	Grave	ESCASA	Naranja

Las estaciones 6, 7 y 8 tuvieron los menores puntajes con calidad media a escasa. Estos puntos se caracterizaron por tener altas temperaturas, bajas concentraciones de oxígeno, y en el caso de la E8 un gran número de coliformes totales y fecales e igualmente de individuos de la familia Hydrobiidae y Glossiphoniidae. El índice parece ser un espejo de lo encontrado a partir de los análisis estadísticos, resumiendo toda la información en un cuadro de fácil interpretación (**Tabla VII**). Su diseño incluye la asignación de colores que ilustran de manera gráfica los resultados, en base

a esto, a la ubicación geográfica de cada estación se le asignó la coloración correspondiente a su categoría de calidad (Figura 15).



**Figura 15.** Clasificación de los tramos a lo largo del gradiente longitudinal según la coloración de las categorías de calidad. Azul: calidad alta, verde: calidad buena, amarilla: calidad media, y naranja: calidad escasa.

## DISCUSIÓN

La planilla de evaluación de la calidad de hábitat ribereño (EPA) es una herramienta cualitativa estandarizada que forma parte de los protocolos de bioevaluación rápida (Barbour *et al.*, 1999). Su aplicación es usada a menudo en proyectos que involucran el uso de bioindicadores ya que aporta información acerca de la calidad del hábitat que alberga a los organismos de aguas corrientes (Segnini *et al.*, 2009). A pesar de esto, su naturaleza subjetiva le confiere desventajas, por lo que su aplicación es usada a menudo como soporte en análisis multivariados que incluyen variables ambientales y biológicas. Un ejemplo de esto es el trabajo de Segnini *et al.* (2009) quienes evaluaron la calidad del agua en ríos andinos de Venezuela usando el índice biótico BMWP/Col. Para esa evaluación los valores de la planilla fueron incluidos en los análisis estadísticos multivariados ya que esta englobaban características del cuerpo de agua y de su entorno que afectan directa o indirectamente a la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y demás organismos. Por su parte, Leal (2009) también usó esta planilla para caracterizar el río La Cumaca (Edo. Carabobo, Venezuela). En el presente trabajo, la aplicación de la planilla por sí sola permitió describir los tramos y distinguirlos visualmente ubicando a las estaciones 1 y 8 en los extremos de calidad ambiental, el primero aguas arriba y el último aguas abajo, lo cual indica la afectación del río aguas abajo.

Los ecosistemas lóticos son ecosistemas complejos, y su calidad ecológica no depende sólo de las características ambientales y microbiológicas, sino también de los atributos biológicos de las comunidades animales que albergan. En este caso, los macroinvertebrados bentónicos fueron tomados en cuenta ya que han probado ser buenos bioindicadores de la calidad del agua (Graterol *et al.*, 2006, Bonada *et al.*, 2006; Pérez, 2008; Legarda *et al.*, 2009; Arango *et al.*, 2008; Segnini *et al.*, 2009; Echeverría y Marrero, 2012). La distribución porcentual de los taxa en el río Tirgua estuvo dominada por la clase Insecta, resultado típicamente observado en la mayoría

de los estudios de bioevaluación mediante macroinvertebrados bentónicos (Graterol *et al.*, 2006; Leal, 2009; Pérez, 2008; Segnini *et al.*, 2009; Legarda *et al.*, 2009, entre otros). Dentro de los artrópodos, la clase Insecta es la más diversa y abundante ya que sus miembros han desarrollado adaptaciones que les permiten sobrevivir en todos los hábitats, y los ríos no son la excepción (Roldán, 2003). Insectos y otros macroinvertebrados bentónicos componen la comunidad acuática y sus miembros son usados como bioindicadores ya que son sensibles a perturbaciones ambientales (Roldán, 2003). En este caso, la riqueza y composición de las comunidades de estos organismos demostró cambios a lo largo del gradiente longitudinal. El predominio del orden Ephemeroptera, Trichoptera, y Coleoptera fue desplazado aguas abajo por abundantes gasterópodos, sobre todo en la última estación donde además hubo presencia de hirudíneos. Esto lleva a pensar que efectivamente, la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos es afectada por los factores abióticos que intervienen en el ecosistema y que se ven perturbados gracias al efecto antrópico, el cual se hace más marcado en la parte baja del gradiente longitudinal donde casualmente se encuentra la ciudad. Este comportamiento fue observado también por (Álvarez y Pérez (2007); Echeverría y Barreno (2012); Segnini *et al.* (2009); Graterol *et al.* (2006); Figueroa *et al.* (2003).

La bioindicación a través de macroinvertebrados está tomando relevancia (Gamboa *et al.*, 2008), aunque su uso aún se complementa con análisis fisicoquímicos y microbiológicos (Restrepo, 2013; Segnini *et al.*, 2009; Carvacho, 2012; Miserendino *et al.*, 2008; Hahn-vonHessberg *et al.*, 2009). Con base en la combinación de estos parámetros y de los descriptores univariados de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos e índice BMWP/Col a través del ACP, se evidenció que el deterioro ecológico del río Tirgua a lo largo del gradiente longitudinal fue debido principalmente a la proximidad del río con la ciudad de San Carlos (principalmente al

vertido de aguas residuales en el cauce), y del uso de balneario que se le da al hábitat ribereño en la estación 2.

A partir del ACP se determinó que las variables más relevantes fueron la temperatura, concentración de oxígeno disuelto, coliformes, riqueza e índice BMWP. Adicionalmente, a pesar de que los insectos fueron los más abundantes, fueron las familias de Hydrobiidae (Gasteropoda) y Glossiphoniidae (Hirudinea), las que determinaron la separación de las estaciones de acuerdo a su calidad. Respecto a la temperatura, esta mostró aumentos graduales aguas abajo relacionándose negativamente con la concentración de oxígeno, lo que es de esperarse dada la relación inversa que existe entre la solubilidad del oxígeno y la temperatura (Roldán, 2003). De igual modo, aunque en este trabajo no se midió la cantidad de materia orgánica, la descarga de aguas residuales supone una entrada importante de bacterias coliformes y de nutrientes que les sirven de alimento. La poca vegetación de las estaciones aguas abajo y la descomposición de la materia orgánica que genera reacciones químicas podrían explicar por qué la temperatura aumentó en las estaciones más bajas del gradiente. Cabe destacar que la presencia de coliformes fecales hace que estas aguas no sean aptas para consumo humano. Hydrobiidae y Glosiphoniidae también fueron abundantes en el grupo 2 (aguas abajo). Con respecto a esto, el índice BMWP/Col dice que la familia Glossiphoniidae es altamente tolerante a contaminantes lo cual explicaría su alta densidad agua abajo, sin embargo la presencia de Hydrobiidae en las aguas contaminadas de la E8 no coincide con su clasificación de poco tolerante. El grupo 1 (Aar) por su parte, se caracterizó por tener una relación inversa con las variables anteriores. En contraposición, las estaciones de este grupo tuvieron una mayor riqueza e índices de BMWP/Col. Este mismo patrón de correlación fue observado por Segnini *et al.* (2009), Echeverría y Marreno (2012), Restrepo (2013), entre otros.

Aunque el índice BMWP/Col presenta algunas incongruencias en cuanto a la clasificación de las índices de tolerancia, la complementariedad de los resultados con lo obtenido a partir del ACP valida el uso del índice y demuestra que la evaluación de la calidad ecológica del río Tirgua a través de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores ofrece información confiable. Distintos autores confirman este supuesto, Restrepo (2013) por ejemplo, aplicó índices fisicoquímicos y biológicos (BMWP/Col) para evaluar la calidad del agua de un río en Colombia, ambos índices descubrieron cambios en la calidad del agua a lo largo del gradiente, confirmando un mayor impacto en el tramo aledaño al área metropolitana, y sobre todo en un punto donde se descargaban aguas residuales. Por su parte, Echeverría y Marreno (2012) compararon los resultados obtenidos a partir del ACP con el índice de integridad biótico para macroinvertebrados (IIBm), la formación de subgrupos fue acorde con el nivel de degradación, siendo la descarga de aguas residuales la principal amenaza. Segnini *et. al.* (2009) también detectaron un gradiente de calidad ambiental usando el CCA derivado del BMWP/Col en río andinos de Venezuela.

Los resultados de esta investigación sugieren entonces que la calidad ecológica del río Tirgua decrece a lo largo del gradiente longitudinal y que esto se debe en gran medida a la cercanía del río con la ciudad, lo cual hace más probable el impacto antrópico. Flecker y Feifarek (1994) y Rosemberg y Resh (1993) encontraron diferencias en la composición de macroinvertebrados bentónicos de acuerdo a la época de lluvia o sequía, por ello se hace necesario el estudio sistemático a través de biomonitoreos para develar de esta manera la dinámica del sistema a largo plazo.

Si bien el manejo de los datos y la toma de decisión para la ejecución del ACP llevó a reducir el número de las familias de macroinvertebrados bentónicos a un número más reducido para la construcción de un ordenamiento que permitiera visualizar los cambios ambientales en el gradiente longitudinal, no se descarta la

valorable biodiversidad evidenciada en el dicho cuerpo de agua. Estudios previos realizados en el marco de otras investigaciones llevadas a cabo desde la unidad de Biodiversidad Animal y el Centro de Estudios en Zoología Aplicada del Departamento de Biología de la Universidad de Carabobo, ha registrado la presencia de especies de Ephemeroptera que vienen a ser registros de nuevas localidades. Tal es el caso de *Thraulodes marreroi* (Leal *et al.* en prensa) y *Varipes sancarlos* Castillo y Pérez 2011; y primeros registros para Venezuela de *Vacupernius* (Leptohiphidae) (Jiménez y Pérez 2015). Esta información es apenas un indicio de la biodiversidad por descubrir y registrar para este importante cuerpo de agua del estado Cojedes y los resultados de este estudio abren puertas para nuevas propuestas investigativas en el área de la biodiversidad y conservación de los ríos de la región centro-norte de Venezuela, a la fecha, poco explorados.

## CONCLUSIONES

La planilla EPA sirvió para describir el ambiente acuático y circundante del río Tirgua, sin embargo, resulta ser una herramienta subjetiva que puede arrojar resultados sesgados.

La abundancia de coliformes totales y fecales aumentó aguas abajo, sobre todo en la última estación, debido principalmente a la cercanía con la ciudad y al vertido directo de aguas residuales.

En la E2 también hubo conteo de coliformes pero en menor grado, este comportamiento pudo deberse al uso de este tramo como balneario.

El ordenamiento de las estaciones estuvo asociado al gradiente de calidad ecológico de acuerdo a la ubicación de las estaciones aguas arriba y aguas abajo tomando como referencia la ciudad de San Carlos y especialmente al vertido de aguas residuales.

La temperatura se correlacionó negativamente con la concentración de oxígeno y esta a su vez se correlacionó positivamente con las coliformes y negativamente con la riqueza e índice BMWP/Col, evidenciando así el efecto de la perturbación antrópica sobre las comunidades de macroinvertebrados

El índice BMWP/Col clasificó a la familia Hydrobiidae como poco tolerante, sin embargo, esta familia fue más abundante aguas abajo donde la calidad era pobre.

A pesar de que el índice BMWP/Col presenta incongruencias en la asignación de Hydrobiidae como poco tolerante, el índice modificado a CCA coincidió en gran medida con el ordenamiento obtenido a partir del ACP.

La calidad del río Tirgua decreció en el gradiente longitudinal ya que aguas abajo el impacto antrópico es más importante debido a la presencia de la ciudad.

La cercanía del río a la ciudad afecta negativamente sus características ambientales, microbiológicas y bióticas

## RECOMENDACIONES

Aumentar el número de réplicas de las mediciones de las variables ambientales y microbiológicas con el fin de optimizar las comparaciones estadísticas.

Este fue un estudio puntual que dio una idea del estado ecológico del río Tirgua. Para evaluar los cambios en la dinámica de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y en el río deben aplicarse bio monitoreos.

Extender el área de estudio considerando estaciones por encima de los extremos considerados, más aguas arriba y más aguas abajo.

Comparar el índice BMWP/Col con otros índices bióticos.

La identificación de los organismos a niveles superiores permitirá conocer a fondo la biodiversidad de macroinvertebrados que habita el río Tirgua (Edo. Cojedes, Venezuela)

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abarca. H. 2007. El uso de macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua. *Biocenosis*. 20(1-2): 95-104.
- Alba-Tercedor J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del agua en Andalucía. 2: 203-213.
- Allan D. y Castillo M. 2007. *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Editorial Springer. Washington, United States. 444p.
- Alonso A. y Camargo J. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*. 14 (3): 87-99.
- Álvarez S. y Pérez L. 2007. Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca del Yeguaré, Honduras. Proyecto Especial de Grado. Honduras.
- Arango N., Álvarez L., Arango G., Torres O. y Monsalve A. 2008. Calidad del agua de las quebradas la cristalina y la risaralda, san luis, Antioquia. *Escuela de Ingeniería de Antioquia*. 9:121-141.
- Barbour M., Guerttisen J., Snider B. y Stribling Y. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish, Second Edition*. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington D.C.
- Bonada N., Prat, N., Resh V. y Statzner B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review of Entomology*. 51:495-523.
- Carvacho C. 2012. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limari en Chile. Tesis de Maestría. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. Barcelona, España.

- Castillo M. y Pérez B. 2011. Varipes (Ephemeroptera: Baetidae) en Venezuela: descripción de nueva especie. *SciELO, Revista Colombiana de Entomología*. 37(1): 346-349.
- Domínguez E., Molineri C., Pescador M.L., Hubbard M.D. y Nieto C. 2006. Ephemeroptera of South America. En: Adis J., Arias J.R., Rueda-Delgado G. y Wantzen K.M. (Eds.): *Aquatic Biodiversity of Latin America (ABLA Series)* Vol 2. Pensoft, Sofia-Moscow, 644p.
- Echeverría G. y Marrero C. 2012. Determinación del estado ecológico del río Guanare, estado Portuguesa, Venezuela, utilizando macroinvertebrados bentónicos como indicadores. *Acta Biológica Venezuela*. 32(1): 29-55.
- Figuerola R., Valdovinos C., Araya E. y Parra O. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 76: 275-285.
- Flecker A. y Feifarek B. 1994. Disturbance and temporal variability of invertebrate assemblages in two andean streams. *Freshwater Biology*. 31:131-142.
- Gamboa M., Reyes R. y Arrivillaga J. 2008. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*. 58(2):109-120.
- Graterol, H., Goncalves, L., Medina B. y Pérez, B. 2006. Insectos acuáticos como indicadores de calidad del agua de río Guacara. *Faraute de Ciencias y Tecnología*. 1:57-67.
- Hahn-vonHessberg C., Toro D., Grajales-Quintero A., Duque-Quintero G. y Serna-Uribe L. 2009. Determinación de la calidad del agua mediante indicadores biológicos y fisicoquímicos, en la estación piscícola, Universidad de Cadas, municipio de Palestina, Colombia. *Boletín Científico, Centro de Museos de Historia Natural*. 13(2): 89-105.
- Hammer Q. y Harper R. 2015. PAST: Paleontological statistic software package for education and data analysis. *Paleontological Electronica* 4(1):9.

- Heckman C. 2006. Encyclopedia of South American aquatic Insects: Odonata – Anisoptera. Editorial Springer. Hamburg, Germany. 731p.
- Heckman C. 2008. Encyclopedia of South American aquatic Insects: Odonata – Zygoptera. Editorial Springer. Washington, United States. 694p.
- Jiménez A. y Pérez B. Primer registro de *Vacupernius Wiersema & McCafferty* 2000 (Ephemeroptera: Leptohiphidae) en Venezuela. XXIV Congreso Venezolano de Entomología Lara 2015.
- Legarda M., Quintero O. y Aguirre N. 2009. Análisis de calidad de agua de la quebrada La Ayurá con base en variables fisicoquímicas y macroinvertebrados acuáticos. *Producción + Limpia*. 4(1): 45-58.
- Leal B. 2009. Evaluación de la calidad biológica del río La Cumaca (San Diego, Carabobo) en un gradiente longitudinal mediante la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Trabajo especial de Grado. Universidad de Carabobo. Facultad de Biología.
- Leal R., Perez B., Nieto L. & Guerrero E. En prensa. Nuevos Registros geográficos de *Thraulodes marreroi* Chacón, Segnini y Domínguez, 1999 (Ephemeroptera: Leptophlebiidae: Atalophlebiinae) para Venezuela. *Entomotrópica*.
- Miserendino, M., Brand, C. y Di Prinzio C. 2008. Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water Air Soil Pollut.* 194: 91-110.
- Paredes F., Rumbo L y Guevara E. 2006. Caracterización Histórica de las sequías extremas del río Tirgua en el Estado Cojedes. *Hydrology Days*. 74-84.
- Pérez B. 2008. Determinación de un Sitio de Referencia para bioevaluación de la Calidad del Agua del Río Cabriales. *Memorias del VI Congreso de Investigación: la Investigación del Siglo XXI Oportunidades y Retos*, Universidad de Carabobo. Tomo I. pp 52-57.

- Pompeu P. y Bernardo, C. 2005. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the river das Velhas Basin, Brazil. *American Fisheries Society Symposium*. 47:11-22.
- Restrepo R. 2013. Aplicación de índices fisicoquímicos y biológicos para la determinación de la calidad del agua del río frío. *Agua*.
- Roldán, G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. 23(88): 375-387.
- Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad de agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col. Colombia. Editorial Universidad de Antioquia. 164p.
- Rosemberg D. y Resh V. 1993. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrate. *Publicación*. 420: 330-354.
- Segnini S., Correa I. y Chacón M. 2009. Evaluación de la calidad del agua de ríos en los andes venezolanos usando el índice biótico BMWP. Tema 14. Pp. 217-254. In: Arrivillaga J., El Souki M. y Herrera B (Eds.). *Enfoques y temáticas en entomología. XXI Congreso Venezolano de Entomología*. Ediciones Astro Data S.A., Maracaibo.
- Segnini S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotrópicos*. 16(2):45-63.
- Springer M. 2010. Biomonitorio acuático. *Revista de biología tropical*. 58(4): 53-59.
- Springer M. 2006. Clave taxonómica para larvas de las familias del orden Trichoptera (Insecta) de Costa Rica. *Revista Reyalic*. 54(1):273-286.
- Thorp J. y D. Rogers. 2011. *Field guide to freshwater invertebrates of North America*. 301p.

## ANEXOS

**Anexo 1, Planilla de estimación de calidad de hábitat (EPA).**

Parámetro	Condición de la categoría			
	Óptimo	Subóptimo	Marginal	Pobre
<b>1. Heterogeneidad de sustratos disponibles para la epifauna</b>	Más de 70% del sustrato es estable y puede ser colonizado por la epifauna (el tracho presenta mezcla de piedras, troncos sumergidos o superficiales o cualquier otro sustrato estable).	Entre 40 y 70% del sustrato es estable. Además, existe un sustrato nuevo aún sin condiciones para ser habitado.	Entre 20 y 40% del sustrato es estable. Frecuentemente perturbado o removido.	Menos de un 20% del sustrato es estable. Ausencia de hábitats adecuados.
<b>Puntos:</b>	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
<b>2. Empotramiento del sustrato</b>	Entre 0 y 25% de la superficie de rocas, piedras y grava está rodeada de sedimento fino.	Entre 25 y 50% de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino.	Entre 50 y 75% de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino.	Más de un 75% de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fijo.
<b>Puntos:</b>	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
<b>3. Relación profundidad y velocidad</b>	El trecho del río presenta las cuatro combinaciones siguientes: a) lento/profundo, b) lento/bajo, c) rápido, profundo, d) rápido/bajo.	Sólo tres combinaciones. La ausencia de rápidos/bajo determina el menor puntaje.	Sólo dos combinaciones. La ausencia de rápido/bajo y lento/bajo determina el menor puntaje.	Una sola combinación presente. Usualmente lento/profundo.
<b>Puntos:</b>	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
<b>4. Deposición de sedimentos</b>	Ausencia de islas o bancos de arenas. Menos del 5% del fondo afectado por la deposición de sedimentos.	Reciente y escasa formación de bancos de piedras, arena o sedimento fino. Entre el 5 y el 30% del fondo afectado por la deposición de sedimentos: ligera deposición en los pozos.	Deposición moderada de grava, arena, o sedimento fino sobre bancos viejos y nuevos. Entre 30 y 50% del fondo afectado. Sedimento sobre obstrucciones y recodos. Moderada deposición en pozos.	Grandes depósitos de material fino. Muchos bancos. Más del 50% del fondo cambia con frecuencia. Pozos casi ausentes debido a la gran deposición de sedimentos.
<b>Puntos:</b>	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
<b>5. Estado del cauce del flujo</b>	El nivel del agua alcanza la base de los márgenes y la exposición del sustrato de fondo es mínima.	El agua sólo cubre el 75% del cauce o menos del 25% del sustrato de fondo queda expuesto.	El nivel del agua cubre entre el 25 y el 75% del cauce y queda expuesta la mayor parte del sustrato de los rápidos.	Muy poca agua sobre el cauce y la mayoría como pozos.
<b>Puntos:</b>	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
<b>6. Alteración del cauce</b>	Ausencia o mínima presencia de canalización o dragado. Corriente con cauce normal.	Cierta canalización presente por puentes. Evidencia de canalización actual o pasada.	Canalización extensiva. Diques u otras estructuras presentes en ambos márgenes. Entre el 40 y 80% del trecho del río canalizado y alterado.	Márgenes protegidas con gabiones o cemento. Más del 80% del trecho del río canalizado y alterado. Los hábitats internos eliminados totalmente.
<b>Puntos:</b>	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
<b>7. Frecuencia de rápidos</b>	Ocurrencia de rápidos relativamente frecuente. La relación distancia entre rápidos y ancho del río es < 7 (generalmente 5 o 7).	Ocurrencia de rápidos poco frecuentes. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río se encuentra entre 7 y 15.	Ocurrencia ocasional de rápidos. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río se encuentra entre 15 y 25.	Por lo general el agua corre sin interrupción o rápidos muy bajos. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río es mayor a 25.

Parámetro	Condición de la categoría			
	Óptimo	Subóptimo	Marginal	Pobre
<b>8. Estabilidad de los márgenes</b>	Márgenes estables. Ausencia de erosión o desprendimientos. Poca posibilidad de problemas futuros. Menos del 5% del margen está afecta.	Estabilidad moderada. Pequeñas áreas de erosión. Entre 5 y 30% de los márgenes del trecho tiene áreas de erosión.	Inestabilidad moderada. Entre 30 y 60% de los márgenes del trecho tiene áreas de erosión. Posibilidad de fuerte erosión durante las crecidas.	Inestabilidad completa. Áreas muy erosionadas. Frecuencia de áreas despejadas en trechos rectos y recodos. Entre 60 y 100% de los márgenes del trecho están erosionados.
<b>Puntos:</b>	Margen izquierdo 10 9	Margen izquierdo 8 7 6	Margen izquierdo 5 4 3	Margen izquierdo 2 1 0
<b>Puntos:</b>	Margen derecho 10 9	Margen derecho 8 7 6	Margen derecho 5 4 3	Margen derecho 2 1 0
<b>9. Vegetación protectora de las riberas</b>	Más del 90% de los márgenes y la zona ribereña está cubierta por vegetación nativa incluyendo árboles, arbustos y macrófitas. Vegetación tupida natural.	Entre el 70 y 90% de los márgenes cubiertos por vegetación nativa. Vegetación algo abierta.	Entre el 50 y 70% de los márgenes cubiertos por vegetación nativa. Vegetación abierta.	Menos del 50% de los márgenes cubiertos por vegetación nativa.
<b>Puntos:</b>	Margen izquierdo 10 9	Margen izquierdo 8 7 6	Margen izquierdo 5 4 3	Margen izquierdo 2 1 0
<b>Puntos:</b>	Margen derecho 10 9	Margen derecho 8 7 6	Margen derecho 5 4 3	Margen derecho 2 1 0
<b>10. Amplitud de la vegetación ribereña</b>	Extensión de la vegetación ribereña mayor a 18m y sin impacto antrópico.	Extensión de la vegetación ribereña entre 12 y 18m y un mínimo impacto antrópico.	Extensión de la vegetación ribereña entre 6 y 12m y un impacto antrópico evidente.	Extensión de la vegetación ribereña menos a 6m. Poca o ninguna vegetación debido a un fuerte impacto antrópico.
<b>Puntos:</b>	Margen izquierdo 10 9	Margen izquierdo 8 7 6	Margen izquierdo 5 4 3	Margen izquierdo 2 1 0
<b>Puntos:</b>	Margen derecho 10 9	Margen derecho 8 7 6	Margen derecho 5 4 3	Margen derecho 2 1 0
<b>Total:</b>				

**Anexo 2,** Valores de BMWP/Col (Roldán, 2003) según los intervalos de tolerancia de macroinvertebrados bentónicos.

<b>Familias</b>	<b>Puntaje</b>
Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blepharoceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hydridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polytoridae, Psephenidae.	10
Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Polymitarcydae, Xiphocentronidae.	9
Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelpusidae, Saldidae, Simuliidae, Veliidae.	8
Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae; Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptohyphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae.	7
Aeshnidae, Ancyliidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae.	6
Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesoviliidae, Nepidae, Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae.	5
Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolichopodidae, Sphaeridae, Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae.	4
Ceratopogonidae, Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae.	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae.	2
Tubificidae.	1

**Anexo 3, Categorías de clasificación de calidad de agua según el CCA.**

<b>CCA</b>	<b>Intervención</b>	<b>Calidad</b>	<b>Color</b>
>0,95	Mínima	Alta	<b>Azul</b>
0,80-0,95	Leve	Buena	<b>Verde</b>
0,60-0,79	Importante	Media	<b>Amarillo</b>
0,30-0,59	Grave	Escasa	<b>Naranja</b>
<0,30	Muy Grave	Mala	<b>Rojo</b>